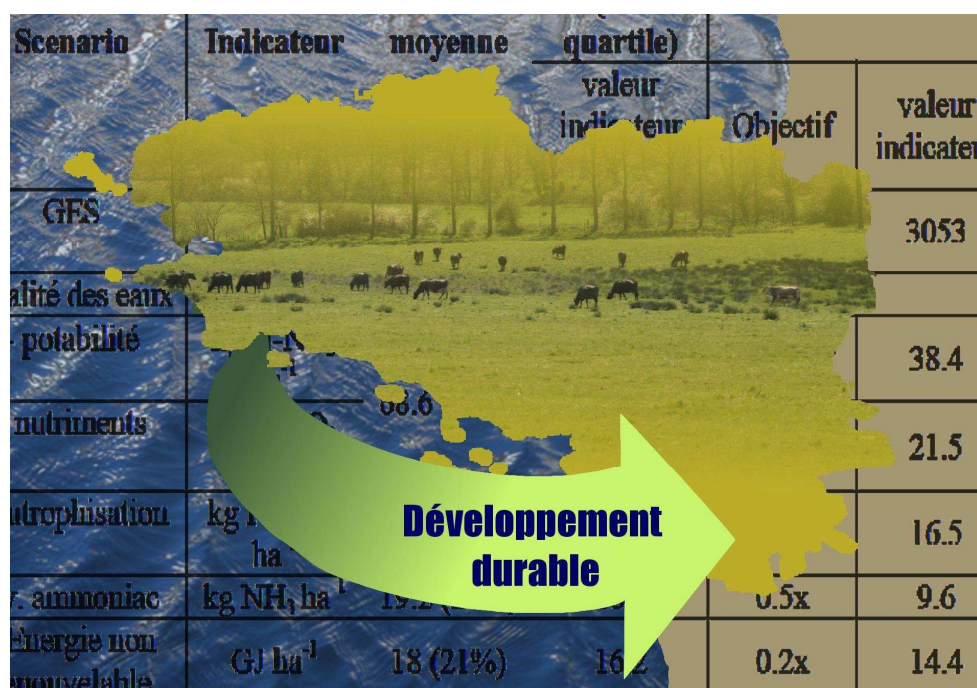


Ivonne ACOSTA-ALBA

## Quelles valeurs de référence pour l'analyse de la durabilité environnementale des systèmes de production animale ?

### *Méthode de détermination et application aux exploitations laitières de Bretagne*

Thèse de doctorat d'Agrocampus Ouest



Scenario	Indicateur	moyenne	quartile)	valeur indicateur	Objectif	valeur indicateur
GES						3053
qualité des eaux						
potabilité						38.4
nutriments						21.5
eutrophisation	kg N					16.5
ammoniac	kg NH <sub>3</sub> ha <sup>-1</sup>	19.2			0.5x	9.6
énergie non renouvelable	GJ ha <sup>-1</sup>	18 (21%)	16.2		0.2x	14.4

*Illustration page de garde* : « Vers le développement durable des exploitations laitières bretonnes » par Gyöngyi PAL

N° ordre : 20110-30

N° Série : D-59

## **THESE / AGROCAMPUS OUEST**

Sous le sceau de l'Université Européenne de Bretagne

pour obtenir le diplôme de :

**DOCTEUR DE L'INSTITUT SUPERIEUR DES SCIENCES AGRONOMIQUES,  
AGRO-ALIMENTAIRES, HORTICOLES ET DU PAYSAGE**

Spécialité : « Sciences de l'Environnement »

**Ecole Doctorale : « Vie Agro Santé »**

présentée par :

**« Ivonne ACOSTA-ALBA »**

**Quelles valeurs de référence pour l'analyse de la durabilité environnementale  
des systèmes de production animale ?  
Méthode de détermination et application aux exploitations laitières de Bretagne**

Thèse soutenue le 1er décembre 2010 devant la commission d'Examen

Composition du jury :

Michael CORSON  
Benoît GABRIELLE  
Philippe LETERME  
Jean LOSSOUARN  
Jérôme MOUSSET  
Thomas NEMECEK  
Guido RYCHEN  
Hayo VAN der WERF

Docteur. Co-directeur de thèse  
Professeur AgroParisTech. Rapporteur  
Professeur Agrocampus Ouest Directeur de thèse  
Professeur AgroParisTech. Rapporteur  
Ingénieur ADEME  
Docteur ART Zurich, Suisse  
Professeur Université Nancy. INPL ENSAIA  
Docteur Co-directeur de thèse



Laboratoire d'accueil : Unité Mixte de Recherche INRA-Agrocampus Ouest *Sol Agro-hydrosystèmes et Spatialisation*







*A los Acosta-Alba*

*A Joachim*

« Nous ne pouvons pas séparer le cœur humain de l'environnement extérieur et faire qu'une fois que l'un ou l'autre a changé tout s'améliorera. L'homme forme un tout organique avec le monde. Sa vie intérieure façonne l'environnement et il en est lui-même profondément influencé. L'un agissant sur l'autre, tout changement durable dans la vie de l'homme est le résultat de cette interaction »

Shoghi Effendi - Valí 'Amr'ulláh

1897-1957





## Préface et remerciements

Le mot *thèse* provient du grec *thesis*, proprement « action de poser ». Il s'agit de poser des arguments des hypothèses et des conclusions tout en prenant position. Il ne s'agit pas seulement de produire de la science mais d'apprendre et d'améliorer sa rigueur, ses connaissances, de s'approprier des questions scientifiques, de la définition des objectifs et leur applicabilité. Il faut arriver à connaître et comprendre ses propres limites. Puis, la construction du sujet demande de démêler et donner une priorité aux questions qui suivent la lecture des articles et des ouvrages, les résultats d'analyses et des discussions avec des experts de domaines différents. C'est pour tous ces points ; en exposant mes résultats et mes « trouvailles » dans un mémoire organisé sous forme d'article en deux langues (que j'espère est clair et organisé), j'ai souhaité donner accès aux raisonnements qui ont permis la construction de la thèse.

Depuis mes débuts en biologie, la séparation entre l'Homme d'un côté et la nature de l'autre, me semblait introduire un biais dans l'étude et la connaissance du monde. Les visions écocentristes et anthropocentristes s'opposent sans trouver terrain d'entente. Cette curiosité à chercher comment aborder les interactions entre les Hommes et la nature m'a amené vers l'étude de l'agriculture et la zootechnie. Les systèmes agricoles avec ses composants naturels, techniques et humains, sont une source très riche d'enseignements. Il y a quand même séparation entre l'humain et le naturel et une forte perception de maîtrise des éléments, un besoin de s'affranchir des contraintes naturelles mais interdépendance totale envers le milieu qui nous entoure et un puissant désir d'entretenir le capital qui nous a légué la Dame Nature.

Le développement durable était déjà la toile de fond de nombreux projets et il flânait de plus en plus dans les milieux scientifiques. J'ai donc continué ma quête et mes interrogations en suivant l'applicabilité de ce concept. D'abord au Brésil, puis en Bolivie, j'ai pu apercevoir la complexité autour de la gestion des ressources naturelles et la recherche des systèmes de production durables pour l'homme. Cette curiosité pour le développement durable et l'envie de savoir comment estimer les impacts environnementaux des productions m'a conduit jusqu'en Bretagne où j'ai eu l'occasion de développer ma thèse durant les trois dernières années.

Je ne sais pas si ces travaux ont pu ou pourront apporter quelque chose à l'édifice de l'agriculture durable ou des analyses environnementales. Ce dont je suis sûre est le fait que cette petite brique a été fabriquée grâce à l'aide et à la compréhension des beaucoup de personnes. J'ai eu la chance de partager ces années avec l'équipe de l'unité mixte de recherche (UMR) Sol, Agro et Hydro systèmes et Spatialisation à l'Inra et à l'Agrocampus Ouest de Rennes. La période de la thèse est une phase dans laquelle, il nous est permis d'entrer en contact avec la vie scientifique et la vie d'un laboratoire de recherche. J'ai pu vérifier mon sentiment selon lequel tous les gens que nous croisons contribuent à nous former. Je tiens à montrer ma gratitude à tous les membres de cette unité qui m'ont permis de m'intégrer et d'ajouter un peu d'énergie colombienne au cœur du laboratoire.

Un énorme merci à l'équipe de direction et d'encadrement de la thèse sans laquelle ces travaux n'auraient pas pu voir le jour. Mon directeur, Philippe Leterme, Hayo van der Werf et Michael Corson. Merci pour les discussions et les échanges qui ont fait avancer les choses. Merci pour la patience et pour toutes les connaissances que vous m'avez transmises. Je suis consciente qu'il n'est pas toujours facile de s'adapter aux différents fonctionnements de travail et j'apprécie énormément les efforts que vous avez faits pour me comprendre, pour m'aider à développer mes capacités et à mûrir mes idées. Merci car vous m'avez fait accéder à la science sans oublier de m'aider à avancer comme personne.

Je souhaite remercier les membres du comité de thèse qui ont toujours répondu présent et qui ont contribué à recadrer et faire avancer les travaux de recherche : Pierre Cellier, Pierre Dupraz, Gérard Gaillard, Jean Louis Peyraud, Santiago López-Ridaura, Lucie Deltour et Jérôme Mousset.

Je remercie non seulement l'INRA mais aussi l'ADEME et l'ANR, institutions qui ont permis le financement de ces travaux. Je remercie les membres du projet SPA/DD, son coordinateur Philippe Leterme et Michel Bonneau ainsi que tous les participants du groupe 3 et 6, particulièrement à Claudine Thenail, Bénédicte Roche et Jean-Marie Paillat.

Merci du fond du cœur à :

Mes collègues ACVistes et experts en analyses environnementales, petit groupe qui grandit bien vite. J'ai pu voir comme les pauses café sont importantes pour faire avancer la science. Merci à : Joël Aubin, Aurélie Wilfart, Thierry Trochet, Joachim Boissy, Emmanuelle Garrigues, Fabienne Seguin, Yannick Biard, Abdeljalil Drissi, Miranda Mybank, Claver Kanyarushoki, Tam Mungkung, Nouraya Akkal et Elisabeth Samsom.

Chantal Gascuel, directrice de l'unité pour son accueil et soutien. A Patrick Durand et Philippe Mérot pour leur patience lors des explications de l'hydrologie et le devenir du nitrate dans les bassins versants, à Catherine Grimaldi et Christian Walter pour leur aide et leur accueil. Je salue l'efficacité de Karine Derrien, Maryvonne Pertué, Thiphaine Labbé, Michèle Coupel\* et Mireille Bourgoïn\* (\*avant leur départ) à l'UMR SAS et à Eliane Jallot et Valérie Pineau à l'ADEME.

A celles qui ont facilité mes recherches bibliographiques Monique Delabuis, Françoise Guillaume et Sophie Le Perchec. Au pôle informatique, notamment à Cédric Durand et Thierry Trochet que j'ai embêté assez souvent.

Aux doctorants avec qui ont partagé nos peines et nos joies : Vamilson Prudencio da Silva, Thomas Effolé, Bertrand Meda, Luth, Cédric Le Guillou, Mathieu Rouxel, Nicolas Bottinelli, Pierre Moreau (hydrologue consultant expert) et tous les autres doctorants.

Aux stagiaires qui ont fait nos étés moins longs et avec qui ont resté amis comme Marylin Kneveler. Un grand merci à Marie-Laure Godde avec qui nous avons été sur le terrain et qui m'a permis de réaliser la difficulté et le plaisir d'être encadrant

A Safya Menasseri, Sabine Treger, Yannick Le Cozler et Dominique Poulain pour m'intégrer dans les enseignements et me faire découvrir le métier d'enseignant.

A Santiago Lopéz-Ridaura et Chris Flécharde mes colocataires de bureau successifs. Merci Chris car tu as supporté toutes mes doutes, mes questions, mes rires, mon éternel va et vient et tu m'as montré avec ton exemple ce qui est la science et le vrai scientifique. Merci pour me

démontrer qu'il est possible de vivre et appliquer le discours que nous avons dans la vie de tous les jours et merci pour partager avec moi ta sagesse, ta bonne humeur et ta rectitude.

A tous ceux qui ont contribué à ma thèse par des discussions, données, des méthodes, partage comme par exemple, Françoise Vertes, Paul Robin, Pauline Defrance, Anne-Laure Le Bris, Odile Quidu entre autres.

Merci à mes amis qui ont facilité l'adaptation au milieu rennais et à la Bretagne. Un merci spécial à Vanessa Mella, Lucio Perez, Alexandra Rodriguez, Fabienne Seguin, Gabriele Fortino et Gyöngyi Pal qui a également réalisé l'illustration de la page de garde.

Finalement, un merci à ceux grâce à qui je suis là aujourd'hui et à qui je dédie ce travail : Ma famille, Elizabeth Alba, Pablo Acosta, Edgar Enrique Acosta, Jenny Fernanda Acosta, Pablo Eduardo Acosta et Joachim Boissy et sa famille.

Une merci particulier à Pablo E. et à Joachim d'avoir été là et de m'avoir fait voir le positif dans chaque étape du travail.

# Table de Matières

Table de Matières .....	i
Liste des Tableaux.....	v
Liste de Figures .....	vii
Table d’Abréviations.....	ix
 Résumé.....	 xi
Abstract .....	xiii

## **Introduction générale, problématique et cadre de travail..... 1**

1. Objectifs et enjeux scientifiques .....	4
2. Qu’est ce que le développement durable ?.....	4
3. L’agriculture durable.....	8
4. L’analyse environnementale .....	9
4.1. L’Analyse de Cycle de Vie .....	11
4.2. De l’analyse environnementale à l’évaluation de la durabilité .....	13
5. Capital naturel et durabilité environnementale .....	16
6. Unité fonctionnelle pour l’analyse des VR .....	22
7. Outil d’analyse EDEN : Evaluation de la Durabilité des ExploitationNs.....	24
8. Contexte d’application : l’élevage laitier en Bretagne .....	28
9. Présentation de la structuration de la thèse .....	31
Références .....	33

## **The use of reference values in indicator-based methods for the environmental assessment of agricultural systems ..... 47**

1. Introduction .....	48
2. Description of the methods .....	49
2.1. Framework for Evaluating Sustainable Land Management (FESLM) .....	49
2.2. Ecological Footprint (EF).....	50
2.3. Ecological Scarcity Method (ESM) .....	51

2.4. Sustainability Gaps (SGAPS).....	52
2.5. Sustainability Assessment of Development Scenarios (SADS).....	52
2.6. Framework for Assessing the Sustainability of Natural Resource Management Systems (MESMIS).....	53
2.7. European analytical framework for the development of local agri-environmental programmes (AEMBAC).....	54
2.8. Sustainability Assessment of Farming and the Environment (SAFE) .....	55
3. Comparison of the methods.....	55
3.1. Objects studied and target users .....	56
3.2. Objective and systems studied .....	56
3.3. Terms and sources for reference values .....	58
3.4. Expression of results and spatial differentiation .....	59
4. Discussion .....	61
4.1. Characteristics of methods reviewed.....	61
4.2. Classification of Reference Values .....	61
4.3. Normative reference values.....	63
4.4. Expression of results .....	64
4.5. Expression of uncertainty and spatial differentiation.....	65
5. Conclusion.....	65
Acknowledgements .....	66
References .....	67
 <b>Using reference values to assess environmental sustainability of dairy farms .....</b>	<b>73</b>
 1. Introduction .....	73
2. Materials and methods .....	74
2.1. Impact assessment .....	74
2.2. Selection of environmental impacts and their indicators .....	75
2.3. Reference-value specification .....	76
2.4. Application to dairy farms.....	79
3. Results .....	79
4. Discussion .....	84
4.1. Correlations among impacts and production.....	84
4.2. Differences between farm groups .....	85

4.3. Defining reference values.....	85
4.4. Applying reference values.....	87
4.5. Sustainable agricultural systems and food production.....	87
5. Conclusion.....	89
References .....	90
<b>Annexe 1. Définition et quantification des valeurs de référence.....</b>	<b>95</b>
Changement climatique.....	95
Utilisation d'énergie non renouvelable .....	98
Eutrophisation et impact sur la qualité de l'eau .....	99
Estimation des pertes d'azote à la parcelle pour respecter les valeurs de référence de la qualité de l'eau.....	101
Références .....	104
 <b>Exploring sustainable farming scenarios at a regional scale: An application to dairy farms in Brittany.....</b>	 <b>109</b>
1. Introduction .....	109
2. Methodology .....	111
2.1. Current and alternative land-use types .....	111
2.2. Indicators selected .....	113
2.3. Indicator values of current and alternative land uses .....	115
2.4. Baseline scenario (BL) .....	116
2.5. Environmental sustainability goals .....	117
2.6. Multiple Goal Linear Programming model.....	119
3. Results .....	120
3.1. Scenario analysis of short-term objectives .....	120
3.2. Scenario analysis of long-term objectives .....	122
3.3. Sustainability trade-offs: environmental and socio-economic objectives .....	124
4. Discussion .....	126
5. Conclusion.....	128
References .....	130

<b>Discussion et conclusion générale .....</b>	<b>137</b>
1. Définition des limites de la durabilité environnementale.....	137
2. Types, sources et échelles des VR .....	140
3. Utilisation des valeurs de référence pour guider les systèmes laitiers vers la durabilité	143
4. Acquis méthodologiques et voies d'amélioration possibles .....	147
4.1. Méthode d'analyse EDEN et indicateurs d'impact .....	147
4.2. Analyse et interprétation des résultats.....	148
4.3. La programmation linéaire .....	148
5. Points critiques à surveiller .....	149
6. Nouvelles pistes de recherche .....	151
7. Conclusions .....	152
Références .....	154
 Liste de publications et communications scientifiques .....	 157



## Liste des Tableaux

Tableau 1.1. Principales faiblesses au cours des étapes de l'ACV. D'après Reap <i>et al.</i> (2008a, b) .....	13
Tableau 1.2. Principes de durabilité par fonction environnementale (Ekins <i>et al.</i> , 2003) .....	19
Tableau 1.3. Fonctions du CNC à respecter d'après les principes de durabilité, le type et l'échelle des impacts concernés .....	21
Tableau 1.4. Production des activités d'élevage en Bretagne au cours de l'année 2007. D'après DRAAF (2009a).....	29
Table 2.1. General description of assessment frameworks: object studied, target users, objective and systems studied.....	57
Table 2.2. Terms to designate reference values, sources for reference values and examples of reference values .....	59
Table 2.3. Expression of results relative to reference values, spatial differentiation of reference values .....	60
Table 3.1. Mean impact values (and CV) for the 45 dairy farms and relative and normative reference values (RVs).....	78
Table 3.2. Number of farms in a sample of 45 below relative and normative reference values .....	81
Table 3.3. Annual mean values of characteristics of the 45 farms.....	82
Table 3.4. Annual mean production values per hectare of on- and off-farm area for all farms	83
Table 3.5. Estimated annual mean greenhouse gas emissions, nitrate leached, and energy use per hectare for the 45 farms .....	84
Table 4.1. Classification of dairy farms in Brittany .....	112
Table 4.2. Assumed management stages and activities of forest land .....	113
Table 4.3. Indicators by category used to represent sustainability objectives. Arrows indicate whether the indicator should be minimised ↓ or maximised ↑ at the regional level .....	113
Table 4.4. Indicator values per hectare by category for current (dairy farms) and alternative (grass-based farm systems and forest) land uses .....	115

Table 4.5. Estimated area per type of dairy farm in Brittany defined according to type-specific management strategies and estimated using statistical data of mean area and number of farms by type.....	116
Table 4.6. Estimated sum of indicator values by category at the regional level in the baseline scenario. ....	117
Table 4.7. Objectives at the regional scale used as constraints in the Multiple Goal Linear Programming model to generate optimised land-use scenarios.....	119
Table 4.8. Indicator values for baseline and short-term scenario with alternative land uses (STalt). ....	122
Table 4.9. Indicator values for baseline and long-term scenario at the regional scale allowing alternative land uses.....	124

# Liste de Figures

Figure 1.1. Evolution du nombre des publications scientifiques sur le thème du développement durable depuis 1986.....	5
Figure 1.2. Modèles de la durabilité. Le schéma (a) représente le modèle de durabilité le plus répandu où les trois piliers sont en équilibre, tandis que (b) représente la notion d'une durabilité hiérarchique, où la capacité de l'environnement limite les autres piliers.....	7
Figure 1.3. Etapes de la méthode Analyse de Cycle de Vie. Adapté d'après Grisel et Osset (2004).....	11
Figure 1.4. Structure des méthodes d'évaluation multicritères des systèmes agricoles.....	14
Figure 1.5. Cadre conceptuel pour l'application pratique du concept de Capital Naturel Critique modifié d'après Ekins et al. (2003).....	19
Figure 1.6. Intégration des valeurs de référence dans les méthodes d'évaluation multicritères des systèmes agricoles .....	22
Figure 1.7. Diagramme des flux, définition du système et ses limites selon la méthode EDEN (van der Werf et al., 2009).....	25
Figure 1.8. Schéma des composantes et leur articulation de l'outil EDEN (Kanyarushoki et al., 2006) .....	28
Figure 1.9. Répartition de la production agricole en Bretagne. La production laitière est présente dans tous les cantons en différentes proportions (DRAAF Bretagne, 2009).....	29
Figure 1.10. Les élevages intensifs représentent 36 % des exploitations laitières (DRAAF Bretagne, 2009b).....	30
Figure 1.11. Schéma du cadre conceptuel et de l'organisation générale de la thèse.....	32
 Figure 2.1. Classification of reference values .....	 63
 Figure 3.1. Relative (dashed lines) and normative (solid lines) reference values (RVs).....	 80
Figure 3.2. Distribution of farms according to the proportion of total nutritional energy sold that came from animal products (milk and meat). .....	83
 Figure 4.1. Comparison of potential land-use distributions of dairy land in Brittany according to scenarios and short-term environmental objectives. ....	 121

Figure 4.2. Comparison of regional indicator values for the baseline scenario and for the short-term alternative land use scenario (STalt) that meet objectives. ....	121
Figure 4.3. Comparison of potential land-use distributions of dairy land in Brittany according to scenarios and long-term environmental objectives: baseline, environmental objectives with current land uses (LTcurr), and environmental objectives including alternative land uses (LTalt). ....	123
Figure 4.4. Comparison of baseline and long-term scenario with alternative land use.. ....	123
Figure 4.5. a) Trade-off between regional farming profit (FP) and milk production according to scenarios. b) Potential land-use distributions of dairy land in Brittany fulfilling environmental objectives and maximising farming profit .....	125
Figure 4.6. a) Trade-off between regional employment and milk production according to 3 scenarios. b) Potential land-use distributions of dairy land in Brittany fulfilling environmental objectives and maximising farming profit .....	126
 Figure 5.1. Représentations du champ des possibles de la durabilité selon les outils mathématiques utilisées. (a) Application des valeurs de référence (VR) sur l'échantillon. (b) Utilisation de la programmation linéaire. ....	 152

## Table d’Abréviations

ACV - <i>LCA</i>	Analyse de Cycle de Vie – <i>Life Cycle Assessment</i>
CC	Changement Climatique – <i>Climate Change</i>
CN	Capital Naturel
CNC	Capital Naturel Critique
DD	Développement Durable
DIREN	Direction Régionale de l’Environnement
DRAAF	Direction Régionale de l’Alimentation, de l’Agriculture et de la Forêt
FAO	Organisation des Nations unies pour l’alimentation et l’agriculture- <i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
GES - <i>GhG</i>	Gaz à Effet de Serre – <i>Greenhouse Gaz</i>
GIEC - <i>IPCC</i>	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat - <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
ISO	Organisation Internationale de Normalisation - <i>International Oraganization for Standardization</i>
NRE	Utilisation d’Energie Non Renouvelable - <i>Non Renewable Energy Use</i>
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Economiques
PNUE	Programme des Nations Unies pour l’Environnement
SAU-UAA	Surface Agricole Utile - <i>Usable Agricultural Area</i>
SFP-FCGA	Surface Fourragère Principale - <i>Fodder Crops and Grass Area</i>
UF	Unité fonctionnelle – <i>Functional Unit</i>
UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
VR-RV	Valeur de Référence – <i>Reference Value</i>
VRN-NRV	Valeur de Référence normative– <i>Normative Reference Value</i>
VRR-RRV	Valeur de Référence Relative – <i>Relative Reference Value</i>
WCED	Commission Mondiale sur l’Environnement et le Développement des Nations Unies - <i>World Commission on Environment and Development</i> –
WHO	Organisation Mondiale de la Santé - <i>World Health Organization</i> –
WQ	Impact sur la qualité de l’eau - <i>Water Quality</i>
WWF	Organisation Mondiale de Protection de l’Environnement - <i>World Wide Fund for Nature</i>



## Résumé

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) offre un solide cadre scientifique pour réaliser une quantification multicritère des impacts environnementaux des systèmes agricoles. Dans sa forme actuelle, l'ACV ne permet pas de juger si la valeur calculée des impacts environnementaux est compatible avec le développement durable. L'objectif scientifique de ce travail est de participer à la définition du développement durable des exploitations agricoles par la détermination des limites de la durabilité environnementale en développant d'une méthode basée sur des Valeurs de Référence (VR). La détermination et la quantification de ces VR a été faite pour des systèmes de production laitiers en Bretagne (France). Ces valeurs ont été calculées à partir des valeurs d'impact maximale tolérable par les écosystèmes cible (par exemple dans des eaux côtières), elles correspondent aux niveaux d'émissions maximales acceptables des exploitations (par exemple émissions de gaz à effet de serre ou d'azote) pour respecter le Capital Naturel Critique. L'utilisation des VR a permis de dessiner le champ des possibles dans lequel doivent évoluer les exploitations laitières pour s'inscrire dans une logique de développement durable.

Dans les méthodes d'analyse environnementale la terminologie employée pour dénommer les VR doit être harmonisée. Les termes proposés dans cette thèse sont VR *normatives* et VR *relatives*. L'application des VR à un échantillon d'exploitations laitières en Bretagne montre que la plupart d'entre elles dépassent les VR fixées mais qu'il existe une très grande variabilité en impacts, dont l'analyse et la valorisation sont potentiellement une source de progrès. L'analyse comparative des exploitations vis-à-vis des VR, a permis de déceler des caractéristiques d'exploitations conventionnelles et biologiques qui ont un faible impact sur l'environnement. Cependant, même ces exploitations n'atteignent pas les objectifs environnementaux imposés tout en gardant les objectifs actuels de production.

Pour explorer la possibilité de respecter les VR les plus stricts, les variations des rapports impacts environnementaux/production laitière en fonction de la distribution des types de systèmes laitiers et de l'introduction de nouveaux usages des terres ont été simulées grâce à la programmation linéaire. Cette approche au niveau territoriale a conclu qu'une évolution profonde des systèmes de production actuels et du tissu agricole doit être envisagée afin de satisfaire globalement les objectifs environnementaux, et dans cette évolution il faut intégrer

l'extension de zones non agricoles. L'intégration du contexte local et des attentes sociétales et les attentes des agriculteurs est nécessaire à la poursuite des études sur la durabilité agricole et à la production de propositions de changement applicables sur le terrain.

**Mots clés :** Durabilité environnementale, analyse multicritères, VR, ACV, systèmes laitiers, Bretagne.



## Abstract

Life Cycle Assessment (LCA) offers a robust scientific framework to quantify multiple environmental impacts of agricultural systems. Currently, LCA does not estimate whether the environmental impacts calculated are compatible with sustainable development. The scientific objective of this work is to help define sustainable farm development by determining limits of environmental sustainability with a method based on Reference Values (RV). These RV were determined and quantified for dairy production systems in Brittany, France. They were calculated as maximum acceptable impacts on ecosystems (e.g., in coastal waters) and correspond to maximum farm-emission levels (e.g., of greenhouse gases or nitrogen) to respect the Critical Natural Capital. The RV represented limits that dairy farms would have to meet to follow sustainable development.

The terminology used to designate RV in environmental analysis methods must be harmonized. The terms proposed in this thesis are *normative* RV and *relative* RV. The application of RV to a sample of dairy farms in Brittany shows that most of these farms exceed the values set, but there is large variability in impacts, whose analysis and evaluation yields insights. Comparative analysis of the farms revealed characteristics of conventional and organic farms that have lower environmental impacts. However, even these farms do not reach these environmental objectives while maintaining current production levels.

To investigate the leeway that dairy farms have to respect the strictest RV, environmental impacts, milk production, and land uses were modelled by linear programming. This territorial-level approach concluded that a significant change in current dairy farms and the dairy sector must be envisaged to satisfy the environmental objectives (e.g., increasing the area of non-agricultural zones). The preservation of current production levels does not seem compatible with the environmental requirements defined by the RV. Alternatives might be found to insure new revenues to farmer, e.g. paying no productive services of agriculture. The integration of the context, societal expectations, and farmers' expectations is necessary for studies of agricultural sustainability and for proposing alternative land uses.

**Keywords:** environmental sustainability, multicriteria analysis, reference values, LCA, dairy farms, Brittany.



« We cannot solve problems that we have created with the same thinking that  
created them”

Albert Einstein

1879-1955



## Introduction générale, problématique et cadre de travail

Depuis le néolithique, l'agriculture a marqué la formation des sociétés humaines en modifiant les rapports entre ces dernières et le milieu naturel (Mazoyer et Roudart, 2002). L'agriculture et l'élevage ont permis aux sociétés humaines de s'affranchir des contraintes alimentaires qui existaient inhérentes aux systèmes naturels. Beaucoup plus récemment, l'augmentation de la population mondiale, les guerres et les périodes de crise ont conduit les pays les plus touchés à une réflexion sur l'autonomie alimentaire des territoires. Pour répondre aux demandes sociétales, les systèmes de production ont été orientés vers l'intensification, ce qui a permis l'augmentation des rendements en agriculture (Griffon, 2006). En Europe, les innovations techniques introduites lors de l'intensification de l'agriculture lancée dans les années 50 pour assurer la sécurité alimentaire, sont aujourd'hui associées à des inégalités dans les marchés internationaux, à des inégalités d'accès à la nourriture et à de forts impacts sur l'environnement (Malassis, 1988; Hildebrand, 1990; Deneux, 2001).

Différentes expertises et études ont mis en évidence le lien entre agriculture et dégradation des ressources naturelles au niveau global (Hassan *et al.*, 2005; IPCC, 2007) et au niveau local (Ballu *et al.*, 2006; Merot *et al.*, 2009). Depuis 1970, la population mondiale a augmenté de 78 %, pendant que la production d'azote réactif s'est accrue de 120 % (Galloway *et al.*, 2008). Les pratiques de fertilisation rendent l'agriculture responsable de l'accroissement des quantités d'azote et de phosphore entrant dans la biosphère (Bennett *et al.*, 2001; Vitousek *et al.*, 2009).

En particulier, l'élevage a été désigné en partie responsable direct ou indirect de nombreux problèmes environnementaux au niveau global dans le rapport « *Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options* » publié en 2006 par la FAO (Steinfeld *et al.*, 2006). Le rapport qui a suivi, « *Livestock in a Changing Landscape: Drivers, Consequences and Responses* » (Steinfeld *et al.*, 2010), confirme la contribution de l'élevage aux problèmes environnementaux à tout niveau spatial (régional et global) et dans des contextes différents (pays développés et en voie de développement). L'élevage serait responsable de 60 % des émissions d'ammoniac qui contribuent à l'acidification des écosystèmes et aux pluies acides. Il est par ailleurs responsable de 18 % des émissions de gaz à effet de serre (dont 37 % des émissions de méthane et 65 % des émissions de protoxyde d'azote). L'utilisation de surfaces

est aussi un enjeu fondamental : 30 % des surfaces émergées de la planète sont utilisées directement ou indirectement pour l'élevage, alors que seulement 8 % de ces surfaces sont utilisées pour la production de cultures destinées directement à l'alimentation humaine. Il existe d'importants problèmes de qualité d'eau dans les zones où l'élevage est présent en forte concentration.

Les produits de l'élevage représentent un tiers des protéines consommées au niveau mondial. La production mondiale de viande a triplé (de 47 à 139 millions de tonnes par an) entre 1980 et 2002 et d'après les prévisions, la production actuelle devrait doubler d'ici 2050 pour répondre à la demande croissante (Steinfeld *et al.*, 2010). Cette demande s'explique par la croissance démographique mondiale mais surtout par la transition alimentaire des sociétés où la consommation de lipides et de protéines d'origine animale augmente avec les revenus des foyers (Smil, 1999, 2002; Scalbert, 2003). Par ailleurs, les prévisions montrent que cette demande croissante est inégalement répartie, venant essentiellement des pays en voie de développement : en Afrique et en Asie (Griffon, 2009).

La prise de conscience de la dégradation des services écosystémiques et la promotion du développement durable (DD) ont fait émerger de nouvelles demandes sociétales envers l'agriculture. Il ne s'agit plus seulement d'assurer l'autosuffisance alimentaire (Busch, 2006; FAO, 2007; Hermans *et al.*, 2009). L'agriculture est appelée à devenir multifonctionnelle : produire des aliments sains, générer un revenu pour la famille, gérer l'espace rural, entretenir les paysages et donc, pour résumer, contribuer DD des sociétés.

Aujourd'hui, les éleveurs doivent trouver de nouvelles pistes d'évolution allant au-delà de la diversité des systèmes actuels. En France, comme dans le monde, l'avenir de l'élevage dépendra de son adaptation aux nouvelles exigences environnementales et sociétales (Gerber *et al.*, 2010a). L'élevage, en particulier des herbivores, doit tirer profit de sa capacité à utiliser des sols à bas potentiel agronomique et à valoriser la multifonctionnalité que lui confère son lien au territoire (Griffon, 2009). L'agriculture doit devenir durable et la recherche agronomique se doit d'accompagner ces efforts et de proposer des alternatives techniques et organisationnelles adaptées et performantes. Ces propositions doivent permettre aux systèmes de se rapprocher de la durabilité. Mais qu'est ce que la durabilité et comment savoir si on s'en approche ou si au contraire on s'en éloigne ?

Guider nos systèmes agricoles vers la durabilité (voir encadré 1) n'est pas seulement nécessaire mais impératif. Cette tâche soulève un certain nombre de questions : quelles sont les conditions pour qu'une exploitation ou un secteur agricole puissent être définis comme durable ? Est-ce suffisant d'avoir une exploitation agricole très performante d'un point de vue environnemental ? Quelle méthode d'évaluation quantitative faut-il utiliser pour réaliser un diagnostic complet du DD ?

#### Encadré 1.

Le mot *sustainability* peut être traduit comme **durabilité** ou **soutenabilité**. Le terme de durabilité sera privilégié tout au long de la thèse pour éviter des confusions. Ce terme se réfère directement à la définition donnée dans le rapport Brundtland, demandé par les Nations Unies en 1982 lors de la création de la Commission sur l'Environnement et le Développement. Dans ce rapport, le développement durable est défini comme *un mode de développement qui répond aux besoins présents en permettant aux générations futures de pouvoir répondre aux leurs* (WCED, 1987). Dans ce rapport les trois piliers (économie, société et environnement) composent un ensemble de conditions simultanées : « *Aujourd'hui, ce dont nous avons besoin, c'est une nouvelle ère de croissance économique, une croissance vigoureuse et, en même temps, socialement et environnementalement durable* ». Costanza et Daly (1992) exposent la différence qui devrait être faite entre la croissance et le développement dans le cadre du développement durable. Pour ces auteurs, la croissance se réfère à l'augmentation du capital et donc des richesses, alors que le développement se réfère à une utilisation des ressources plus efficace, à une diminution de la consommation et une meilleure distribution des richesses.

Ainsi, **dans cette thèse la durabilité** représente beaucoup plus qu'une dimension temporelle car elle implique l'utilisation des ressources de façon à respecter la capacité de charge des écosystèmes et leur régénération, pour léguer aux générations futures les mêmes possibilités que nous avons aujourd'hui d'utiliser les capitaux naturels, sociaux et économiques.

Les travaux effectués dans cette thèse ont été structurés autour de la définition, la quantification et l'application de valeurs qui décrivent un développement durable. Actuellement, la pratique la plus répandue est celle de rechercher les systèmes qui ont le moins d'impact sur l'environnement sans savoir si le niveau de ces impacts est compatible avec le DD. Cette pratique ne permet pas de guider les systèmes vers la durabilité, car celle-ci n'est ni définie ni quantifiée.

Ce chapitre introductif expose les définitions qui sont utilisées tout au long des chapitres suivants et qui ont permis l'établissement des principales hypothèses. Les questions, ainsi que les objectifs spécifiques de l'étude sont présentées suivis de la description des méthodes et concepts utilisés dans la thèse. Le contexte de l'étude de cas des exploitations laitières en Bretagne et la présentation de l'organisation du mémoire closent ce chapitre.

## **1. Objectifs et enjeux scientifiques**

L'objectif général de ce travail de recherche est de contribuer à la définition du développement durable (DD) des exploitations agricoles. Pour atteindre cet objectif, il faut définir le développement agricole durable et déterminer une approche pour sa quantification.

Des questions scientifiques et méthodologiques s'articulent autour l'objectif général. Elles seront abordées dans ce chapitre :

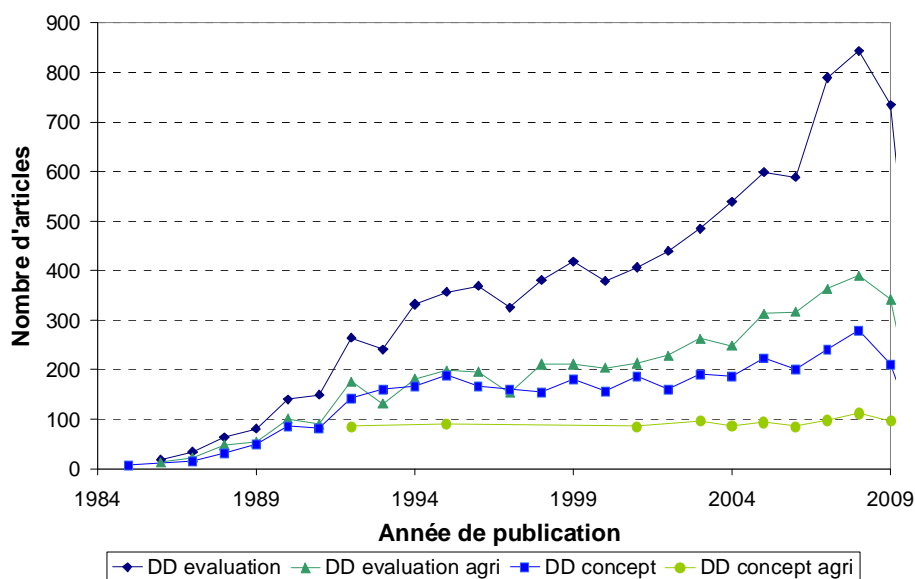
- ❖ **Comment définir le DD et la durabilité des exploitations agricoles ?**
- ❖ **Quelle est la relation du pilier environnemental avec les autres piliers du DD ?**
- ❖ **Peuvent les méthodes d'analyse environnementale servir à évaluer la durabilité ?**
- ❖ **A quel degré les impacts environnementaux doivent être limités pour répondre aux exigences de la durabilité ?**

## **2. Qu'est ce que le développement durable ?**

Depuis la publication du rapport de la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement de Brundtland et Khalid « Notre avenir à tous » (WCED, 1987), le développement durable (DD) est devenu le nouveau paradigme de notre époque (Welch et Graham, 1999). Dans tous les secteurs d'activité, le DD est devenu un des principaux objectifs visés (Ness *et al.*, 2007). A l'échelle des collectivités territoriales cet engagement s'est traduit par les Agendas 21, un plan d'action reconnu par 173 chefs d'Etat lors de la conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement, appelée également Sommet de la Terre, qui a eu lieu à Rio de Janeiro en 1992 (UN, 1993). La France a renforcé son engagement au niveau national en inscrivant la « Charte de l'environnement » dans sa constitution en 2005 (République Française, 2005).



Une forte reconnaissance a été accordée au DD également par les institutions internationales et par la communauté scientifique. Les publications scientifiques sont de plus en plus nombreuses autour de ce sujet, que ce soit pour définir le concept ou pour proposer des méthodes d'évaluation de la durabilité. D'après une des plus grandes bases de données bibliographiques scientifiques sur l'agriculture (CAB, 2010) entre 1986 et 2009, plus de 3 600 articles scientifiques ont été publiés sur le concept du DD (dont 46 % abordent également le thème de l'agriculture) et 9 000 traitent de son évaluation (dont 51 % abordent également le thème de l'agriculture). L'évolution du nombre d'articles scientifiques publiés de 1986 à nos jours est représentée dans la figure 1.1.



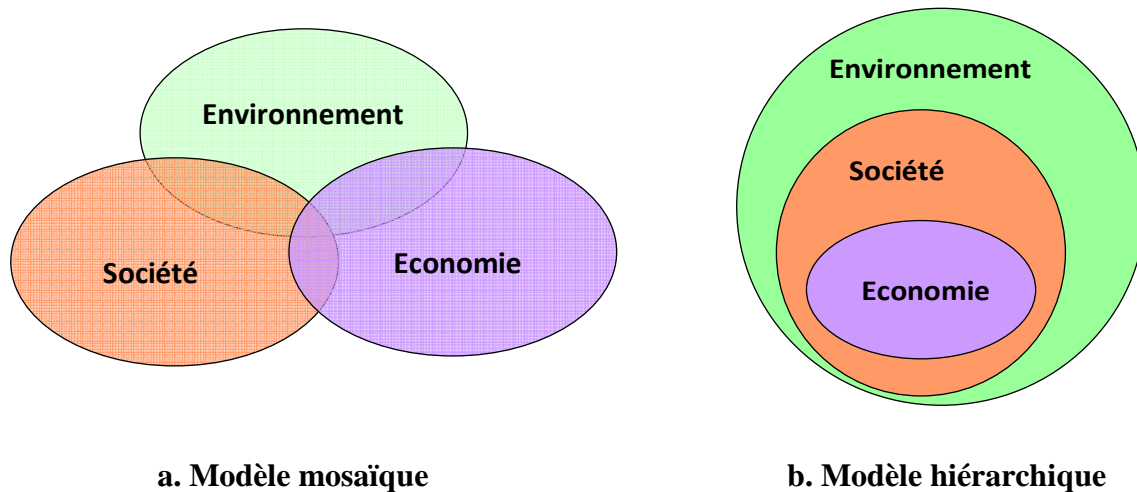
**Figure 1.1. Evolution du nombre des publications scientifiques sur le thème du développement durable depuis 1986**

Le nombre d'articles publiés traitant de la définition du concept de DD en agriculture est resté sensiblement constant depuis le début des années 90, ce qui reflète une discussion permanente sur le sujet (Thompson, 1992; Ehui et Spencer, 1993; Hannon *et al.*, 1993; Hansen, 1996; Fricker, 1998; Mebratu, 1998). Les publications sur les méthodes d'analyse et d'évaluation de la durabilité ont augmenté de façon importante dans les années 2000 (Rigby et Cáceres, 2001; Rigby *et al.*, 2001; Heller et Keoleian, 2003; Pacini *et al.*, 2003; Ness *et al.*, 2007; Oudshoorn, 2009). Malgré cet « engouement » pour le DD, certains auteurs considèrent qu'il reste un concept flou à définitions multiples (Fricker, 1998; Mebratu, 1998; Bosshard, 2000; Ekins *et al.*, 2008; Hermans *et al.*, 2009). Pour illustrer simultanément la notoriété mais aussi l'indétermination de ce concept, des auteurs reconnus (Bell et Morse, 2001) n'hésitent pas à utiliser comme images le Saint Graal, le Yéti ou le monstre du Loch Ness.

La bibliographie fait souvent appel à la définition du DD donnée dans le rapport Brundtland (WCED, 1987) : *un mode de développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs*. L'interaction fondamentale entre les trois piliers de la durabilité a aussi été abordée dans ce rapport : *Ce dont nous avons besoin, c'est une nouvelle ère de croissance économique, une croissance vigoureuse et, en même temps, socialement et environnementalement durable*. En 1991, la stratégie de conservation de la nature publiée par l'UICN, le WWF et le PNUE définit le DD comme l'amélioration des conditions d'existence des communautés humaines, tout en restant dans les limites de la capacité de charge des écosystèmes. Pour compléter ces définitions, Godard (2005) propose une définition non seulement temporelle mais aussi spatiale : *Satisfaire les besoins locaux sans compromettre la capacité des entités territoriales supérieures à assurer leur propre viabilité*.

Dans les définitions données, les auteurs caractérisent le DD, par des termes tels que *capacité à satisfaire nos besoins, limites, capacité de charge et viabilité*. Les sociétés sont replacées dans le contexte d'un environnement naturel qui pourvoit aux besoins des individus et recycle nos déchets, mais qui a des limites. Pour Wackernagel et Rees (1996), ce constat est *Obvious but Profound : we depend on nature*. Malgré cette évidence, le schéma le plus répandu représente le DD comme une mosaïque, où les trois piliers doivent être en interrelation et en équilibre, mais il ne fait pas référence directe aux limites posées par l'environnement ou à la capacité de charge des piliers (Fig. 1.2a).

Mebratu (1998) a défini la durabilité en partant d'une approche historique, conceptuelle, épistémologique et sémantique. Elle affirme que tant que la durabilité n'a pas une définition reconnue, elle ne peut être atteinte, car les efforts seront dispersés. Fischer *et al.* (2007) constatent que malgré les efforts mondiaux, sans précédant dans l'histoire de la société humaine, au lieu de nous rapprocher de la durabilité, nous nous en éloignons. Nous sommes parvenus à perturber l'environnement naturel qui permet notre survie. Ces auteurs (Mebratu, 1998; Fischer *et al.*, 2007) et l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN *et al.*, 1991), définissent la durabilité comme un ensemble hiérarchique (Fig. 1.2b). Selon les auteurs, les ressources naturelles sont limitées, et sans elles aucun DD ne peut avoir lieu.



**Figure 1.2. Modèles de la durabilité.** Le schéma (a) représente le modèle de durabilité le plus répandu où les trois piliers sont en équilibre, tandis que (b) représente la notion d'une durabilité hiérarchique, où la capacité de l'environnement limite les autres piliers

Costanza et Daly (1992), deux économistes fondateurs de l'économie écologique, soulignent que pour aller vers la durabilité, l'économie doit être perçue comme un sous-système d'un système écologique. Le principal enjeu du DD est donc d'intégrer les considérations environnementales dans les stratégies de développement sans les disjoindre ou les reléguer en position subalterne (Godard, 2005). La réflexion sur la durabilité doit se poursuivre en considérant un développement où les autres piliers évoluent en prenant en compte la capacité des écosystèmes. C'est cette vision hiérarchique qui a été adoptée pour la suite de la thèse pour explorer la durabilité des systèmes de production agricole à différentes échelles.

Depuis les années 60, les problèmes environnementaux liés à la production agricole ont été exposés aux yeux du public et ont alerté la communauté scientifique internationale (Carson, 1962). Plusieurs rapports internationaux ont clairement montré que le développement actuel n'est pas durable (WCED, 1987; IUCN *et al.*, 1991; Sarukhán et Whyte, 2005; Starke et Mastny, 2010). L'humanité a largement dépassé les limites écologiques de la planète et met ainsi en danger sa propre survie (Bell et Morse, 2001; Fischer *et al.*, 2007). Malgré la sonnette d'alarme, la croissance mondiale continue comme avant la production et l'acceptation de ces rapports (Ohlsson, 2010). Cette tendance de développement est appelée *business as usual*. Une difficulté additionnelle pour définir la durabilité environnementale systèmes de production agricole réside dans les impacts multiples et les différentes échelles sur lesquels il faut se pencher. D'un côté, il y a des impacts locaux, régionaux et globaux qui ne peuvent pas être analysés de la même manière. De l'autre, le niveau auquel doit être considéré la durabilité, soit à l'échelle de l'exploitation agricole, du secteur économique, de la région ou du pays.

### 3. L'agriculture durable

Il est difficile de définir un système agricole qui réponde aux critères de la durabilité, bien que l'agriculture ait été reconnue comme une activité clé pour la conservation et la promotion de la durabilité de certains écosystèmes (FAO, 2007). Pour Hansen (1996) la difficulté à appliquer le concept de DD en agriculture est due, en grande partie, à l'inexistence d'une définition précise d'un système agricole durable. En effet, les définitions données dans la littérature sont multiples. En voici quelques unes :

(i) Thompson (1992) considère la durabilité comme un concept qui peut décrire un système ou représenter un objectif à atteindre. Dans le premier cas, il s'agit d'une capacité ou d'une aptitude intrinsèque au système. Dans le deuxième cas, il s'agit de la gestion des pratiques. D'après cet auteur, il n'y a pas un schéma unique pour atteindre la durabilité. Les systèmes agricoles évoluent en permanence pour perdurer dans le temps, leur capacité d'adaptation organisationnelle et technique est une preuve de cette capacité. Aujourd'hui, le nouveau défi qu'ils ont à relever est de répondre à l'urgence avec laquelle ce changement vers la durabilité leur est demandé.

(ii) Hildebrand (1990) et Fischer (2007) affirment que la durabilité doit être définie dans le sens de la temporalité. Il peut être question des flux entrant et sortant du système, ou même, la capacité des systèmes à résister aux perturbations (Conway, 1985). La difficulté majeure est souvent le long terme, qui est difficilement expérimentable (il faudrait suivre des exploitations agricoles sur plusieurs générations). Si une ferme maintient le niveau de production dans le temps et préserve la capacité productive du milieu, on pourrait dire qu'elle est durable. L'obstacle principal est que l'arrivée à un état non durable peut être abrupte mais aussi se faire de façon progressive.

(iii) Une autre vision de la durabilité en agriculture est de l'interpréter comme une série de stratégies. Les systèmes durables sont définis comme ceux qui remplissent des objectifs environnementaux, sociaux et économiques (Eckert *et al.*, 2000; Gomez *et al.*, 2007). Dans ce cas, des stratégies qui pourraient correspondre à une agriculture durable ont été proposées et sont : la réduction de l'utilisation des produits chimiques, la promotion des pratiques qui favorisent la biodiversité, l'autonomie des exploitations, la couverture permanente du sol ainsi qu'un chargement animal faible.

(iv) Dans la plupart des méthodes qui visent à évaluer l'utilisation durable du territoire par l'agriculture, la durabilité est déclinée comme un groupe de principes, critères et attributs à respecter (FAO, 1976; Simoncini, 2004; López-Ridaura *et al.*, 2005; van Cauwenbergh *et al.*, 2007). Les attributs les plus couramment utilisés pour caractériser le DD sont la productivité, la stabilité, la durabilité et l'équité (Conway, 1985). Un des avantages de ce cadre d'analyse est son adaptabilité à des contextes et systèmes très différents. Les objectifs à atteindre sont fixés par l'évaluateur. Dans certains cas (Lopez-Ridaura, 2005), les acteurs participent à la définition des objectifs.

La différence principale entre ces définitions est la vision qu'elles portent sur la durabilité. D'un côté la durabilité est une caractéristique intrinsèque des systèmes agricoles. De l'autre, la durabilité vient s'imposer depuis l'extérieur, et il est demandé aux systèmes de s'y conformer. Ceci représente bien la vision hiérarchique de la durabilité définie plus haut, où il faut déterminer des limites dans lesquelles évoluent les systèmes et qu'il ne faut pas dépasser. Mais cette vision pose la question de la perception du DD par les agriculteurs et leur implication (van Tilbeurgh *et al.*, 2008).

En acceptant la hiérarchisation des piliers de la durabilité (Mebratu, 1998; Fischer *et al.*, 2007; UNECE, 2007), Cette définition appelle à se concentrer sur le respect des limites du pilier environnemental. La définition d'un système agricole environnementalement durable donnée par Payraudeau et van der Werf (2005) est très cohérente et sera utilisée comme une des principales définitions dans cette thèse. Ces auteurs considèrent un système agricole *environnementalement durable si ses émissions polluantes et son utilisation de ressources peuvent être supportées à long terme par l'environnement naturel*. La mise en application de cette définition pose la question suivante : comment quantifier les polluants et l'utilisation des ressources qui peuvent être supportés par l'environnement naturel à long terme ?

## **4. L'analyse environnementale**

Mesurer et comprendre les impacts sur l'environnement est le premier pas pour trouver des solutions en vue de les réduire. Ce principe a donné naissance à l'analyse environnementale, une discipline qui s'est développée très rapidement ces dernières années (Cashmore, 2004). La base de l'analyse environnementale s'est construite sur des indicateurs environnementaux de type PSR (*Pressure-State-Response* : Pression, Etat et Réponse) où il y a une relation linéaire entre les activités humaines et l'état de l'environnement (OECD, 1993). Ces

indicateurs peuvent être simples ou composites (Girardin *et al.*, 1999) et des méthodes plus complexes et structurées existent (Ness *et al.*, 2007).

Beaucoup de progrès ont été accomplis ces dernières années, et aujourd'hui, de plus en plus de méthodes d'analyse intègrent des aspects autres que les impacts environnementaux (Ehui et Spencer, 1993; Bosshard, 2000; Vilain, 2003; Basset-Mens *et al.*, 2006; Dietz et Neumayer, 2007; Speelman *et al.*, 2007). Des synthèses qui décrivent et comparent de nombreuses méthodes d'une façon détaillée existent dans la littérature scientifique (van der Werf et Petit, 2002b; Payraudeau et van der Werf, 2005; Alriksson et Oberg, 2008; Bockstaller *et al.*, 2008; Dore *et al.*, 2008; Walter et Stutzel, 2009). Toutes ces méthodes sont nées de l'analyse environnementale.

L'évaluation de la durabilité est étroitement associée aux outils d'analyse des impacts environnementaux (Ness *et al.*, 2007). Ainsi, pour comprendre les enjeux de l'évaluation de la durabilité, il faut choisir une méthode d'analyse des impacts environnementaux. D'après les auteurs qui ont étudié ces méthodes d'analyse dans différents contextes (Finnveden *et al.*, 2003; Payraudeau et van der Werf, 2005; van der Werf *et al.*, 2007; Haapio et Viitaniemi, 2008), ces méthodes doivent :

- Avoir des indicateurs quantitatifs plutôt que qualitatifs
- Présenter les indicateurs sous forme de valeurs mesurées plutôt qu'agregés sous forme de score, prendre en compte les impacts régionaux et globaux pour éviter les transferts de pollution
- Valider les indicateurs utilisés et prendre en compte le devenir des polluants dans l'environnement.

Dans les revues bibliographiques sur les méthodes appliquées à l'agriculture (van der Werf et Petit, 2002b; Payraudeau et van der Werf, 2005) il est conseillé d'utiliser des indicateurs d'impact plutôt que des indicateurs de pratiques et d'exprimer les impacts par unité de surface utilisée et par unité de produit. L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est une méthode pertinente qui répond à ces différents points. Cette méthode sera détaillée dans la prochaine section car elle a été retenue comme base du travail dans la présente étude.

## 4.1. L'Analyse de Cycle de Vie

Comme son nom l'indique, l'ACV est une méthode d'analyse environnementale qui quantifie les impacts environnementaux lors de la production d'un bien ou d'un service en prenant en compte toutes les étapes de la vie du produit depuis l'extraction première (« berceau ») jusqu'à son recyclage ou mise en déchet (« tombe »). L'ACV est surtout employée pour *comparer les charges environnementales de différents produits, processus ou systèmes entre eux, ainsi que les différentes étapes du cycle de vie d'un même produit* (Jolliet *et al.*, 2005). Contrairement à beaucoup d'autres méthodes d'analyse environnementale, l'ACV effectue un bilan quantifié. D'après Jolliet *et al.* (2005), l'ACV est la seule méthode qui permet de lier l'impact environnemental et la fonction d'un produit.

Le cadre méthodologique a été établi dans un premier temps par le SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) en 1993. Ce cadre a été par la suite formalisé par les normes ISO 14040 à 14043 reprises ensemble dans la norme ISO 14044 qui spécifie les principes et les cadres applicables à la réalisation d'analyses du cycle de vie (ISO, 1997, 2000, 2006). Il comprend quatre étapes représentées dans la figure 1.3.

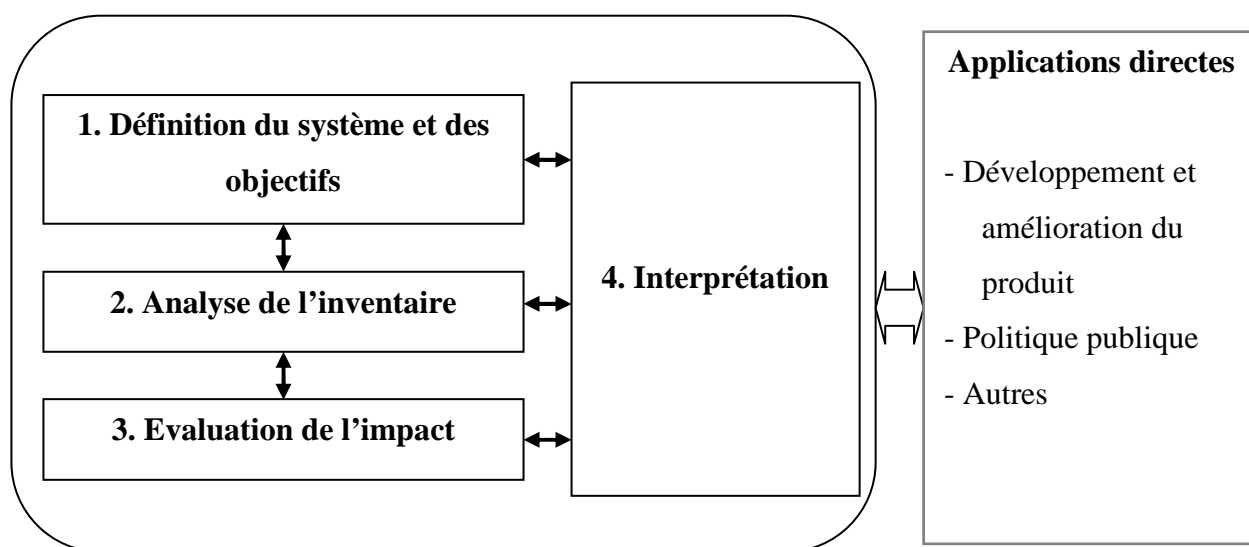


Figure 1.3. Etapes de la méthode Analyse de Cycle de Vie. Adapté d'après Grisel et Osset (2004)

Chaque étape a une définition et une mise en œuvre bien particulière.

*La définition du système et des objectifs* détermine le système à étudier et ses limites. La fonction du système et l'unité fonctionnelle (UF). L'UF décrit la fonction principale d'un système (Guinée, 2002). C'est *une unité pertinente, bien définie et une mesure stricte de la*

*fonction remplie par le système étudiée* (Lindfors *et al.*, 1995). C'est par rapport à cette unité que les émissions et l'utilisation de ressources sont exprimées. Les scénarios<sup>1</sup> de base et les alternatives à étudier sont aussi détaillés.

*L'analyse de l'inventaire* quantifie les émissions polluantes vers le sol, l'eau et l'air ainsi que l'utilisation de matières premières renouvelables ou non renouvelables. Un autre élément important, notamment en agriculture, est la prise en compte de l'utilisation du sol pour la réalisation de la fonction du système décrite dans la première étape.

*L'évaluation de l'impact* permet d'estimer les impacts sur l'environnement des émissions et des extractions qui composent l'inventaire. Cette étape évolue en permanence en intégrant les dernières connaissances scientifiques disponibles dans le but de mieux estimer les impacts sur l'environnement (Fava *et al.*, 1992; Bare *et al.*, 2000; Jolliet *et al.*, 2005).

D'autres étapes facultatives existent pour faciliter l'interprétation et la communication des résultats : la normalisation, le groupement et la pondération (Tillman et Baumann, 1995; ISO, 2000; Udo de Haes *et al.*, 2002; Grisel et Osset, 2004; Jolliet *et al.*, 2005).

Ces étapes facultatives ont été traitées dans des groupes de travail d'experts de l'ACV qui ont produit un grand nombre de publications différentes (Bare *et al.*, 2000; Udo de Haes *et al.*, 2002; Pennington *et al.*, 2004). Ces étapes sont en développement permanent. Les bons principes d'utilisation de ces étapes sont décrits par Finnveden *et al* (2002) dans le chapitre 7 de l'ouvrage édité par Udo de Haes *et al* (2002).

## ***Limites de l'Analyse de Cycle de Vie***

Lorsqu'une méthode est choisie, il faut prendre en compte ses points forts mais aussi être conscient de ses points faibles. Guinée (2002) liste de façon générale les points qui restent à améliorer dans les ACV, notamment le fait que cette méthode ne permet pas d'intégrer pleinement les aspects particuliers au site de production. Il en est de même pour le temps, car l'ACV reste une approche temporellement statique. La qualité des données peut être une source importante d'incertitude. L'ACV considère souvent que les processus sont linéaires, ce qui n'est pas toujours vrai dans les phénomènes environnementaux. Même si cette méthode procède d'une démarche scientifique, elle utilise beaucoup d'hypothèses et de choix qui ne

---

<sup>1</sup> Dans la terminologie ACV, un scénario correspond à une alternative du système pour produire un bien ou un service. Par exemple, un système de production biologique et un système de production conventionnel représentent deux scénarios distincts.



sont pas toujours validés. Reap *et al.* (2008a, 2008b) se sont intéressés aux points critiques qui peuvent entraîner des faiblesses potentielles dans l'ACV (Tableau 1.1).

**Tableau 1.1. Principales faiblesses au cours des étapes de l'ACV. D'après Reap *et al.* (2008a, b)**

Étape de l'ACV	Point de décision entraînant des faiblesses potentielles
Définition du système et des objectifs	Choix de l'unité fonctionnelle Sélection des limites du système Considération des scénarios alternatifs
Analyse de l'inventaire	Règles d'allocation choisies Négliger les contributions infimes
Evaluation de l'impact	Sélection des catégories d'impact Variation spatiale Prise en compte de la temporalité Dynamique des écosystèmes
Interprétation	Pondération et normalisation
Toutes les étapes	Disponibilité des données et qualité des données

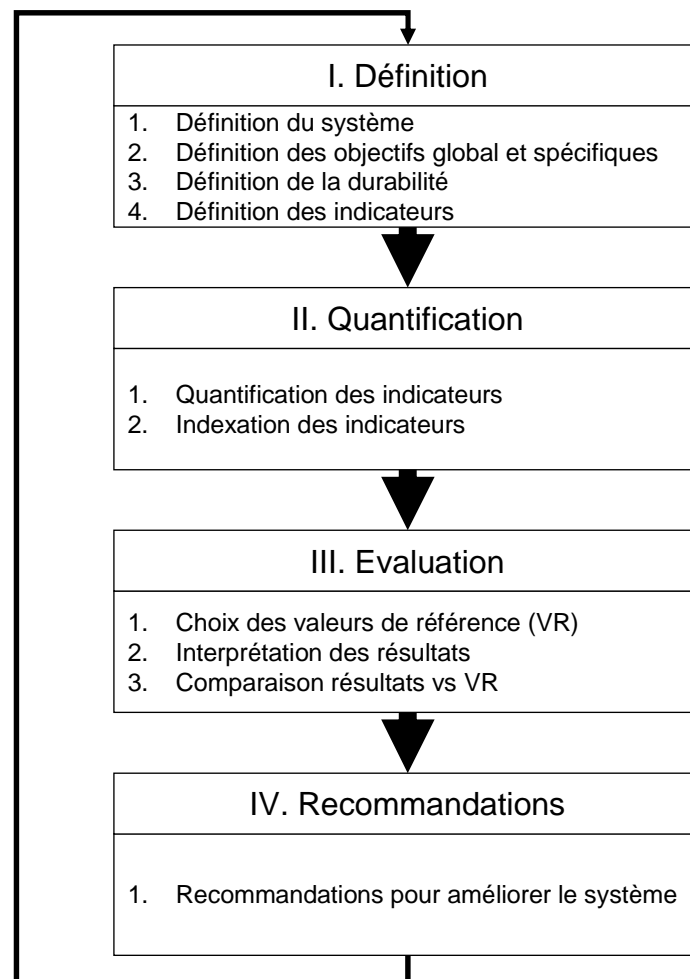
## 4.2. De l'analyse environnementale à l'évaluation de la durabilité

L'ACV offre un cadre scientifiquement solide pour la quantification multicritère des impacts environnementaux des systèmes agricoles, malgré un certain nombre de faiblesses qui requièrent une forte attention. Cette méthode aborde les impacts potentiels à un niveau régional et global. De plus, elle prend en compte toutes les phases du cycle de vie d'un produit et elle est en constante évolution en assimilant les dernières connaissances scientifiques. L'ACV est standardisée par des normes ISO et est déjà utilisée comme aide à la décision. Ces éléments confèrent des atouts importants à cette méthode par rapport aux autres méthodes d'analyse d'impact environnemental (Ness *et al.*, 2007; Basset-Mens *et al.*, 2009; Manuilova *et al.*, 2009) pour être intégrée dans une démarche plus globale d'analyse de durabilité.

Les méthodes d'analyse environnementale et de la durabilité des systèmes agricoles (von Wiren-Lehr, 2001; Capillon *et al.*, 2005; López-Ridaura *et al.*, 2005; van Cauwenbergh *et al.*, 2007; Bockstaller *et al.*, 2008), sont multicritères et structurées en étapes successives plus ou

moins explicites. Dans tous les cas, l'état à atteindre doit être identifié, soit par des objectifs tracés par les acteurs (López-Ridaura *et al.*, 2005), soit d'après la définition des indicateurs (von Wiren-Lehr, 2001; van Cauwenbergh *et al.*, 2007).

Pour expliciter la démarche d'analyse de durabilité, il convient d'en préciser les étapes successives, représentées dans la figure 1.4. Dans la première étape les définitions du système, d'objectif global, des objectifs spécifiques, de la durabilité et des indicateurs sont détaillées. Ensuite, il y a une étape de quantification où les indicateurs sont calculés et les résultats sont agrégés ou pas (très souvent sous forme de note). Puis, il y a une étape d'évaluation où sont établies les valeurs de référence (par indicateur ou par indice) et pour l'interprétation des résultats. La dernière étape comporte les recommandations pour l'amélioration du système.



**Figure 1.4. Structure des méthodes d'évaluation multicritères des systèmes agricoles**

Dans l'étape de l'évaluation, la détermination des valeurs de référence (VR) à respecter est utile pour permettre au système étudié de se rapprocher de la durabilité. C'est par l'intermédiaire de ces valeurs que l'état « idéal » ou souhaité du système peut être représenté.

Certaines méthodes font appel explicitement à la capacité limitée du milieu naturel ou à des valeurs de l'indicateur dans le milieu naturel.

L'établissement des VR est une étape importante qui fait partie de la conception d'indicateurs (Bockstaller et Girardin, 2003) mais qui est bien souvent négligée. Dans la plupart des cas, elle est implicite et difficilement compréhensible, voire absente. La mise en œuvre de cette étape doit être transparente étant donné l'utilisation finale des méthodes d'analyse multicritères. En effet, ces dernières sont de plus en plus demandées et nécessaires pour comparer, améliorer et concevoir des systèmes agricoles innovants (Rodrigues *et al.*, 2003; Kerselaers *et al.*, 2007; Walter et Stutzel, 2009). L'absence des VR dans la définition des limites de la durabilité dans les méthodes d'analyse et évaluation environnementale est une préoccupation soulevée par de nombreux auteurs. (Bastian *et al.*, 2007; van Cauwenbergh *et al.*, 2007; Brink *et al.*, 2008; Basset-Mens *et al.*, 2009).

Pour déterminer des VR il faut savoir si un impact peut être considéré comme acceptable ou non, ce qui est souvent difficile. Sans ces VR, la robustesse et la transparence des méthodes sont fragilisées (von Wiren-Lehr, 2001). L'importance de fixer de telles valeurs avec une validité scientifique satisfaisante est d'autant plus grande que ces méthodes servent aux décideurs pour orienter leurs actions. Lorsque ces valeurs existent et qu'elles représentent un état bien défini de la durabilité, elles peuvent être utilisées pour conduire un système vers la durabilité (Gomontean *et al.*, 2008).

Dans les études ACV, l'absence des VR est courante, excepté dans les études qui approfondissent les étapes facultatives de la normalisation et de la pondération. Beaucoup de méthodes éludent la question en considérant que selon les indicateurs «le moins est le mieux » (indicateurs de pollution) (Potting *et al.*, 1999) ou « le plus est le mieux » (indicateurs de profit économique).

S'intéresser à la question des VR revient à poser une des questions clé de la durabilité, à savoir si scientifiquement, il est possible de définir des limites ou des bornes significatives qui permettraient d'établir des mises en garde contre les risques de dégradation au sein des systèmes nature-société (Kates *et al.*, 2001).

L'approche méthodologique proposée dans le présent travail vise à fournir des VR qui quantifient les objectifs à respecter pour s'inscrire dans un DD. Le concept de Capital Naturel (CN) à préserver, par exemple, peut être utilisé pour désigner les principaux éléments du système nature-société à sauvegarder. Les économistes écologiques (Costanza et Daly, 1992; Daily, 1994; Turner *et al.*, 1998; Ekins et Simon, 2001; De Groot *et al.*, 2002; Chiesura et de Groot, 2003) ont proposé cette notion pour permettre à notre société de rentrer dans l'ère de la durabilité. La préservation du Capital Naturel Critique (CNC) est fondamentale pour la durabilité environnementale (Ekins *et al.*, 2003). Cette approche a permis d'émettre une des hypothèses fortes de ce travail : le maintien du CNC est un élément essentiel pour la description de l'état souhaitable de l'environnement d'un territoire donné.

## **5. Capital naturel et durabilité environnementale**

Le CN correspond à une définition économique des ressources naturelles. Dans le passé, la notion de capital s'appliquait seulement aux biens et services produits par les humains. Le capital pouvait être soit fabriqué (capital manufacturé) soit culturel ou éducationnel (capital humain qui comprend toutes les connaissances, le savoir-faire, la culture et l'éducation) soit financier. A ce moment-là, la nature n'était considérée ni comme un bien ni comme un service. Certains éléments étaient considérés comme des moyens de production, comme par exemple la terre, sans pour autant avoir une valeur intrinsèque en dehors de son aspect foncier. Avec l'augmentation démographique et les demandes croissantes de la société, la vulnérabilité et le risque d'épuisement des ressources naturelles sont devenus évidents. Schumacher (1973) propose de considérer ces éléments naturels comme constituant un capital en utilisant l'expression « capital naturel » (CN).

Selon les classifications, il est possible de distinguer deux types de CN : renouvelable et non renouvelable. Il y a deux postulats de base très importants autour du CN. Le premier dit que le CN est constitué des biens mais aussi des services qu'il pourvoit (Daly, 1994). Le deuxième relie les services rendus par le CN à la structure des écosystèmes et à leur fonctionnement dans leur ensemble. La structure et la diversité des écosystèmes font partie intégrante du CN (Barbier *et al.*, 1994). Les *biens* naturels sont les composants de l'environnement et les services sont les processus écosystémiques (Ekins *et al.*, 2003).

L'utilité principale de ce concept est qu'il permet de quantifier l'efficacité de l'utilisation des ressources naturelles. Cette valorisation quantitative permet d'inclure le CN dans les

recherches des optimums du système économique dans son ensemble<sup>2</sup>. Cette notion pourrait sans doute améliorer la sauvegarde de la nature car elle fait appel à des notions connues ainsi qu'à la notion de coût/bénéfice. Dans les théories économiques classiques, le CN est considéré comme substituable par d'autres types de capitaux.

La substituabilité totale entre les capitaux manufacturés et naturels est le postulat de base de la durabilité dite « faible ». Ces arguments justifient le concept de durabilité forte où les capitaux sont considérés comme complémentaires et non pas comme substituts les uns des autres.

Selon Costanza et Daly (1992) et Ayres (2007) les arguments qui expliquent le non sens de la substituabilité totale sont les suivants :

- (i) Si ces capitaux étaient totalement équivalents il n'y aurait aucun avantage à transformer le CN en d'autres types de capital.
- (ii) Tout capital crée a besoin d'intrants il ne peut donc pas se substituer aux matières premières qui le composent.
- (iii) Le processus de production est un processus de transformation ; plus les capitaux manufacturés et humains augmentent plus le CN sera transformé.
- (iv) Le CN est multi fonctionnel, et même si certaines fonctions ou services peuvent être remplacés, d'autres sont irremplaçables.

De même, ces auteurs affirment que certains écosystèmes fournissent des services critiques pour la vie qui n'ont pas d'équivalent possible et ce malgré les innombrables avancées technologiques. Les écosystèmes ne doivent donc pas être utilisés au delà d'un seuil si l'on souhaite préserver les fonctions qui permettent la survie des espèces dont dépend l'Homme (Costanza et Daly, 1992).

De Groot (1992) et De Groot *et al.*(2002) ont défini les différentes composantes du CN et les fonctions qu'il fournit. Le CN inclut les compartiments sol, eau, air, les océans et les écosystèmes. Les biens naturels fournissent des services dans le temps, qui font eux-mêmes partie de ce capital. Les principales fonctions du CN sont la production de matières premières (source), l'assimilation de déchets (puits), le service d'agrément et la fonction de support pour la vie (De Groot *et al.*, 2002).

---

<sup>2</sup> D'après une étude menée par Daly and Cobb (1989) malgré une importante augmentation du PIB des Etats-Unis d'Amérique entre 1950 et 1986, lorsqu'on considère l'utilisation du CN, il n'y a pas eu de croissance nette des richesses mais une stagnation à partir des années 70 voire un déclin.

Pour opérationnaliser la notion de durabilité forte, Costanza et Daly (1992) proposent différentes alternatives. Tout d'abord, limiter la croissance de la population et la consommation par capita aux limites biophysiques de la planète. Ensuite, les nouvelles technologies doivent être plus efficaces pour l'utilisation des intrants et le principe pollueur-payeur devrait être appliqué. Pour le CN renouvelable, l'utilisation ne devrait pas dépasser le taux de renouvellement et la production des déchets ne devrait pas dépasser la capacité d'absorption de la terre. Le CN non renouvelable ne devrait être utilisé que lorsqu'un substitut a été trouvé.

Pour s'attaquer à la conservation des ressources de façon plus efficace, les auteurs ont proposé de commencer par le CN le plus important et le plus en danger, c'est-à-dire le Capital Naturel Critique (CNC). L'adjectif *critique* dénote les contingences socio-économiques causées par la perte ou le risque de perte de ses fonctions (O'Connor *et al.*, 2000).

### ***Utilisation du concept de Capital Naturel Critique***

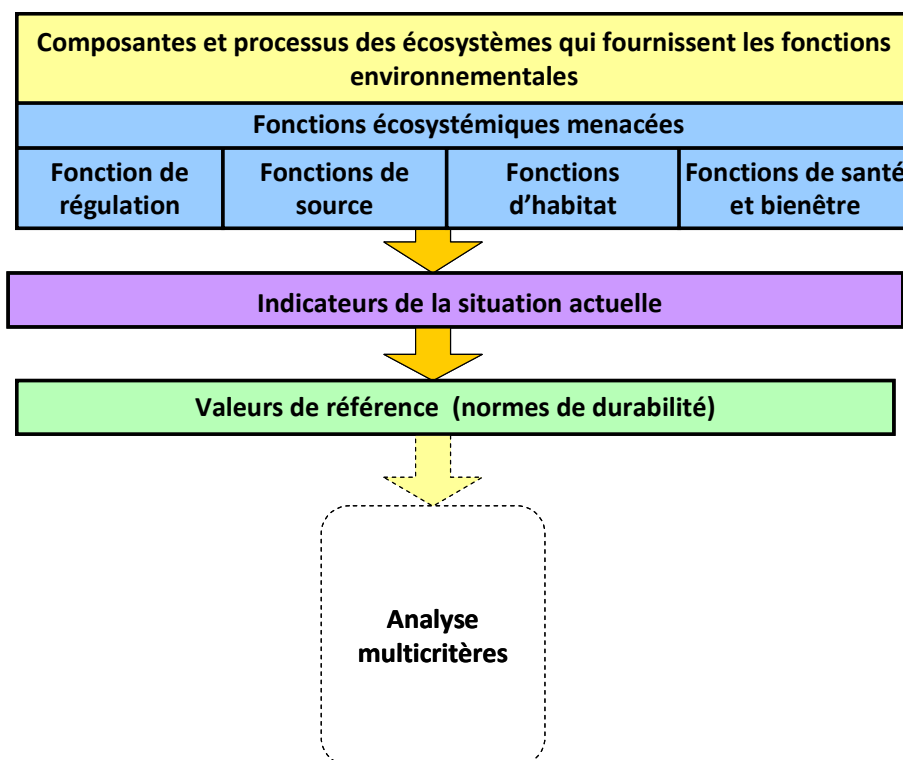
Contrairement à une étude réalisée sur la quantification et la modélisation du CNC en Bretagne (O'Connor *et al.*, 2000), l'objet de cette thèse ne sera l'évaluation économique du maintien et de l'entretien du CNC mais, l'utilisation du concept de CNC pour identifier les composantes de l'environnement à préserver en priorité.

Ekins *et al.* (2003) ont établi un cadre conceptuel dans le but d'identifier le CNC. D'après ces auteurs, ce cadre conceptuel n'est pas normatif mais plutôt indicatif. Dans un premier temps, ils ont relié des fonctions environnementales avec des principes de durabilité (tableau 1.2).

Tableau 1.2. Principes de durabilité par fonction environnementale (Ekins *et al.*, 2003)

Type de fonction environnementale	Principe de durabilité à respecter
Régulation et assimilation de déchets (puits)	Eviter le changement climatique et la diminution de l’ozone Respecter les charges critiques de l’écosystème
Production de matières premières (source)	Utiliser et développer les ressources renouvelables Utiliser les ressources non renouvelables prudemment
Habitat support pour la vie	Maintien de la biodiversité Application du principe de précaution
Service d’agrément, de santé et de bien-être	Respecter les standards pour la santé humaine Conserver les paysages/aménagements

Ensuite, il s’agit d’identifier le CNC par type de composante et par fonction écosystémique menacée. Puis, la situation actuelle de ce capital est diagnostiquée pour ensuite déterminer des VR qui sont les normes de durabilité. La dernière étape vise à révéler les compromis ou *trade-offs* engendrés par la poursuite de la durabilité. Ce cadre a été simplifié et focalisé sur la durabilité environnementale (Fig. 1.5). Le but est d’établir quantitativement la *distance* qui reste à parcourir pour atteindre la durabilité environnementale.

Figure 1.5. Cadre conceptuel pour l’application pratique du concept de Capital Naturel Critique modifié d’après Ekins *et al.* (2003)

Un des avantages de ce cadre conceptuel est qu'il peut être adapté à notre problématique grâce à ces différents niveaux. D'abord par l'identification du CNC, des fonctions écosystémiques pour aboutir à la définition des VR. Ces dernières seront utilisées dans les méthodes d'évaluation multicritères des systèmes agricoles. Le lien entre le CNC et les méthodes d'analyse environnementale multicritères est fait par l'identification de principes de durabilité à respecter et donc par des impacts à limiter. Certains principes ne sont pas retenus, faute d'indicateurs pertinents (i.e. biodiversité).

Le respect des principes de durabilité présentés (Tableau 1.3) passe par l'étude et la quantification et la limitation des impacts qui les menacent. Les exemples d'application et les impacts ont été choisis de façon à aborder la plus grande variabilité de menaces sur le CNC (émissions polluantes et utilisation des ressources) à différentes échelles (régionale et globale). Dans l'ACV ces distinctions existent. D'une part, il y a une différenciation entre les impacts liés aux émissions de polluants et ceux liés aux utilisations des ressources. D'une autre part, les impacts peuvent être régionalisés si nécessaire (par exemple l'eutrophisation) et ou non comme dans le cas des impacts globaux (par exemple le changement climatique).

En ce qui concerne la fonction régulation, deux principes ont été retenus : prévenir le changement climatique et respecter les charges critiques de l'écosystème. Le premier implique la limitation des émissions responsables du changement climatique. Le deuxième principe de régulation, sera abordé par l'étude de l'impact eutrophisation. D'un autre côté la fonction *production* est représentée par le principe d'utilisation prudente des ressources non renouvelables. Ainsi, l'impact à limiter est l'utilisation des ressources énergétiques non renouvelables. Finalement, la fonction *santé et bien-être* sera abordée par le biais du principe de respect des normes existantes dans le domaine de la santé humaine. L'impact qui permet l'étude de ce principe est la dégradation de la qualité de l'eau potable. Cette dégradation est représentée par sa concentration en nitrates. Par contre, la fonction *support de vie* n'est pas traitée dans cette étude car la quantification des impacts sur la biodiversité n'est pas encore bien prise en compte par l'ACV.



Les exemples d'application retenus pour la thèse sont résumés dans le tableau 1.3.

**Tableau 1.3. Fonctions du CNC à respecter d'après les principes de durabilité, le type et l'échelle des impacts concernés**

<b>Fonction environnementale du CNC</b>	<b>Principe de durabilité</b>	<b>Impact</b>	<b>Type de l'impact</b>	<b>Echelle de l'impact</b>
Fonction de régulation	Prévenir le changement climatique	Changement climatique	Emission des substances polluantes	Global
	Respecter les charges critiques de l'écosystème	Eutrophisation (composante azotée)	Emission des substances polluantes	Régional
Fonction de production	Utiliser les ressources non renouvelables prudemment	Utilisation d'énergie non renouvelable	Extraction / utilisation de ressources	Global
Fonction santé et bien-être	Respecter les normes pour la santé humaine	Dégradation de la qualité de l'eau potable	Emission des substances polluantes	Régional

Trois catégories d'impacts ont été choisies pour mettre en œuvre la définition des limites à respecter par un niveau d'impact maximal acceptable représenté par une VR. Les catégories d'impact changement climatique (**Climate Change, CC**), utilisation d'énergie non renouvelable (**Non Renewable Energy use, NRE**) et l'impact du nitrate sur l'eutrophisation et la potabilité de l'eau (**Water Quality, WQ**) sont utilisés comme exemples d'application. Pour chacun la situation actuelle sera analysée et comparée à la situation souhaitée. Cette formulation sera le premier pas pour une évaluation plus globale de la durabilité (Fig. 1.6).

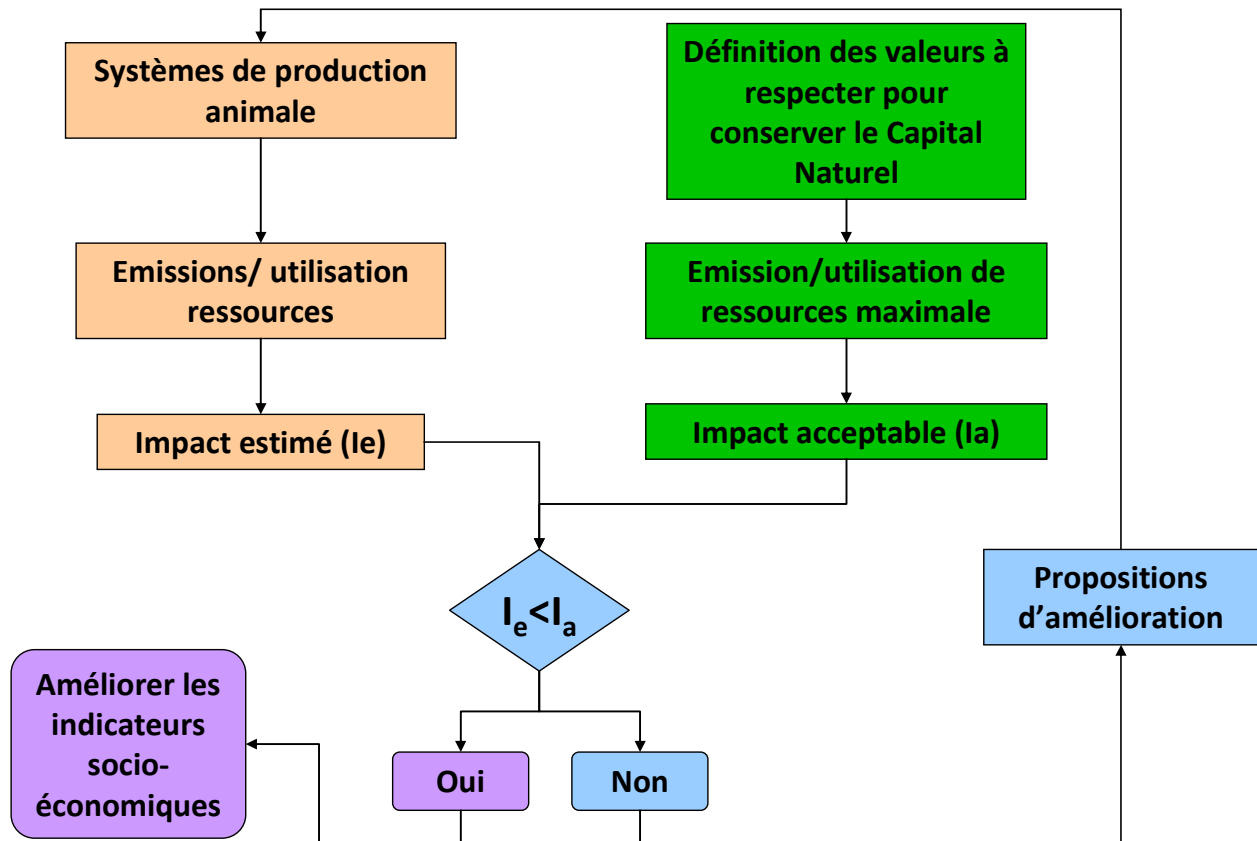


Figure 1.6. Intégration des valeurs de référence dans les méthodes d'évaluation multicritères des systèmes agricoles

## 6. Unité fonctionnelle pour l'analyse des VR

Un point important de discussion concerne le choix de l'unité fonctionnelle (UF). L'UF est *une unité pertinente, bien définie et une mesure stricte de la fonction remplie par le système étudié* (Lindfors *et al.*, 1995). Vu que les impacts sont exprimés en relation à cette UF, certains auteurs recommandent qu'elle soit définie de manière à décrire le plus précisément possible l'utilisation finale du produit ou la finalité principale du processus étudié. Le choix de l'UF est fait dans la première étape de l'ACV où sont définis le système et ses limites, ainsi que les objectifs de l'étude.

La multifonctionnalité de l'agriculture rend difficile le choix de l'UF. Les différents acteurs et évaluateurs de la filière agricole peuvent avoir des visions différentes sur la fonction principale d'un système agricole. Certains considèrent comme fonction première de l'agriculture, la génération d'un revenu qui permette de subvenir aux besoins de la famille de l'agriculteur et ainsi assurer la continuité de l'exploitation. Pour d'autres, la fonction principale est la production alimentaire pour assurer l'accès à la nourriture au plus grand

nombre. D'autres acteurs privilégient la fonction d'entretien du paysage, du sol et de la biodiversité.

L'UF est également liée à la vision de l'évaluateur. A titre d'illustration, le rapport *Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector* (Gerber *et al.*, 2010b) a utilisé l'ACV comme méthode de base dans l'analyse du secteur laitier mondial. Le objectif des commanditaires de ce rapport était de *comprendre et identifier les opportunités de réduction de l'impact environnemental du secteur laitier en assurant la sécurité alimentaire* (FAO, 2010). L'objectif de l'étude était *d'évaluer la contribution du secteur de production laitier aux émissions des GES et d'identifier les hotspots dans la filière laitière*. L'analyse réalisée était monocritère (sur un seul impact global, le CC) qui s'inscrit dans un contexte où la production est l'objectif exclusif de l'agriculture afin de nourrir l'humanité. Dans ce cas, la fonction principale des systèmes de production laitière est la production de lait et l'UF indiquée est la quantité de produit.

Dans notre cas, nous nous intéressons à l'ensemble des fonctions de l'agriculture. Notre objectif général est l'étude de la durabilité. Dans la définition de la durabilité que nous avons retenue, nous avons qualifié deux aspects : le temps (générations futures (WCED, 1987)) et l'espace (entités territoriales (Godard, 2005)). Même si la fonction production reste la fonction primaire, elle n'est pas exclusive. L'objectif spécifique de l'analyse environnementale était de fixer des VR pour définir la durabilité environnementale et situer les exploitations par rapport à ces limites.

Van der Werf et Petit (2002a) ont proposé de toujours exprimer les résultats par deux unités fonctionnelles : l'unité de surface et l'unité de produit. Haas *et al.* (2000) ont proposé d'utiliser l'unité de surface pour des impacts régionaux ou locaux et l'unité de produit pour exprimer les impacts globaux et l'utilisation de ressources. Par ailleurs, pour d'autres catégories d'impact comme la biodiversité ou la qualité du paysage, ils ont proposé d'utiliser l'exploitation dans sa totalité comme UF.

Devant ce choix, nous avons considéré qu'exprimer les impacts par quantité produite exigerait plusieurs hypothèses sur la stabilité de la production dans le temps. L'UF « par kg » traduit exclusivement la capacité et l'efficacité de production du système étudié. Ce choix présente l'inconvénient de découper le système en se focalisant sur le produit principal et en ignorant

les coproduits, alors qu'à long terme, une exploitation peut se transformer afin de s'adapter et produire des biens et services différents.

Pour cette étude, l'UF « par hectare » de surface a donc été choisie mais sous condition d'assurer un certain niveau de production mesuré par quelques indicateurs de production qui sont les quantités de lait, d'énergie nutritionnelle et des protéines produites par hectare. L'utilisation simultanée de ces indicateurs de production et des indicateurs d'impact a été faite dans le but de compléter l'analyse et de sortir du dilemme lié au choix de l'UF.

Malgré la complexité dans l'utilisation de plusieurs UF, cette étude pourrait être complétée par l'utilisation d'autres UF comme un kg de lait vendu, ou bien un Euro de produit agricole brut, déjà disponible dans la méthode EDEN. L'utilisation d'autres UF nécessite des nouvelles hypothèses pour estimer les VR.

## **7. Outil d'analyse EDEN : Evaluation de la Durabilité des ExploitationNs**

L'outil qui a été utilisé pour l'analyse environnementale des exploitations laitières est EDEN (Evaluation de la Durabilité des ExploitationNs). Cet outil permet de procéder à une analyse environnementale multicritères basée sur la logique de l'ACV. Il a été développé pour répondre à l'objectif général de faire un état des lieux des exploitations bovins-lait pour servir d'aide à la décision afin *d'améliorer le système de production sur le plan de la durabilité environnementale*. L'outil répond également à 3 objectifs opérationnels (i) analyser les impacts d'une exploitation en prenant en compte toutes les étapes du cycle de vie (ii) déterminer la contribution aux impacts des différents composants nécessaires à la production et des interventions sur l'environnement et (iii) servir de d'aide à la décision pour les acteurs en évaluant les conséquences de modifications sur la gestion et/ou la structure de l'exploitation (van der Werf *et al.*, 2009).

Le développement de l'outil a été suivi par plusieurs comités : un comité stratégique, un comité de pilotage, l'équipe de projet et un comité technique d'utilisation. Un article scientifique a été produit présentant le développement de l'outil et son application sur soixante exploitations en Bretagne (van der Werf *et al.*, 2009).

Les quatre étapes de l'ACV dans EDEN sont présentées pour montrer les composantes de l'outil. *La définition des objectifs, du système à évaluer, de ses limites et de l'unité fonctionnelle* est la première étape. L'analyse est faite sur la base d'un cycle de production annuel, en appliquant le principe « cradle-to-farm-gate » c'est-à-dire du berceau (extraction des matières premières) à la sortie de la ferme. Les effluents et engrais organiques achetés sont un cas particulier puisque leur production et transport ne font pas partie du système alors que les émissions liées à leur utilisation le sont. Les parties non-agricoles dans les exploitations telles que les bosquets, les bâtiments autres que ceux utilisés pour l'élevage, les chemins et systèmes de drainage ne sont pas pris en compte. (Fig. 1.7). Un manque important est le manque de prise en considération des produits vétérinaires, des détergents, désinfectants, antibiotiques car les connaissances sur le devenir de ces produits ne sont pas disponibles dans la littérature. Pour les pesticides les auteurs ont rencontré le même problème, se limitant ainsi à l'utilisation d'énergie nécessaire pour leur fabrication et utilisation.

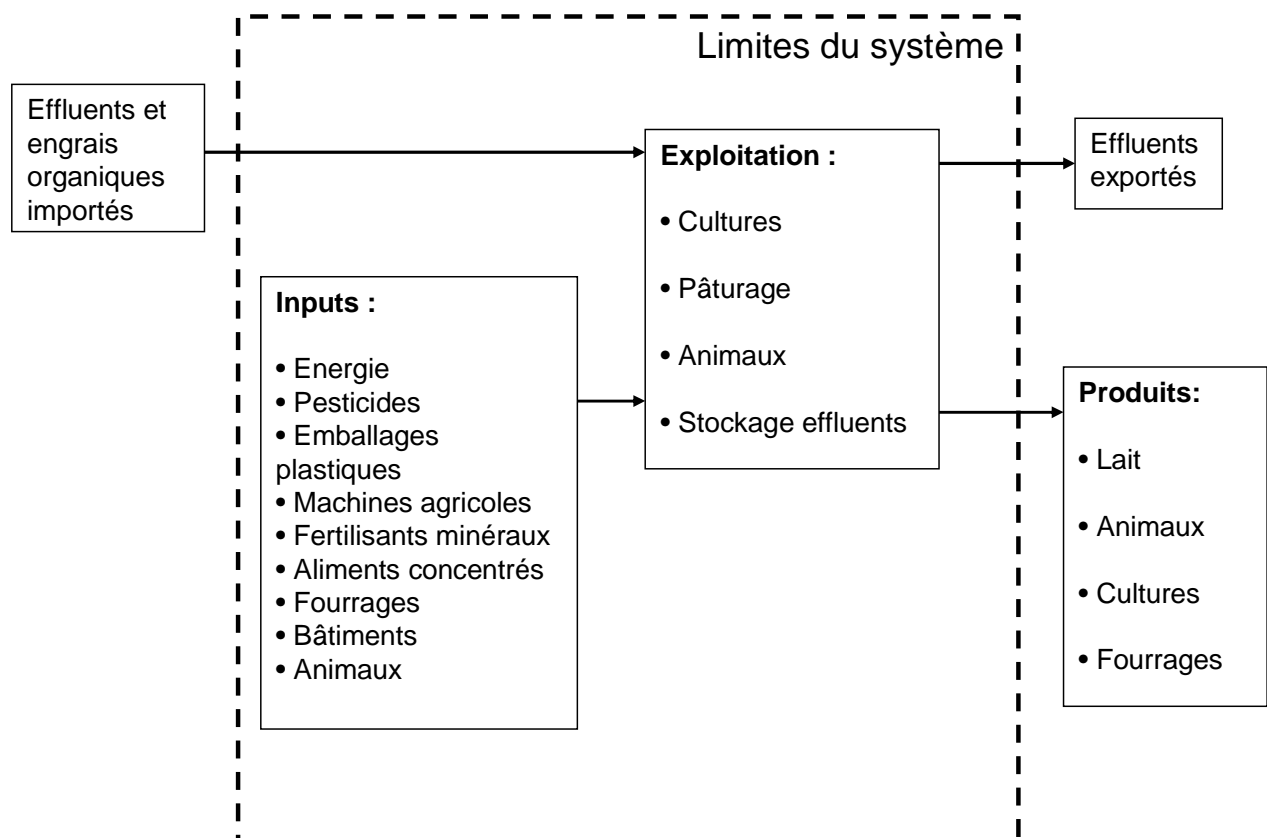


Figure 1.7. Diagramme des flux, définition du système et ses limites selon la méthode EDEN (van der Werf *et al.*, 2009)

Etant donné la multifonctionnalité de l'agriculture (production alimentaire, entretien du paysage, source de revenu, etc), trois unités fonctionnelles sont utilisées : 1000 litres de lait vendu, 1 hectare de surface utilisée et 1000 euros de revenu de l'exploitation.

*L'inventaire et son analyse* constituent la deuxième étape, où tous les intrants dans les systèmes sont identifiés. La phase de calcul permet d'estimer la consommation de ressources utilisées et ainsi faire l'inventaire des émissions possibles. EDEN-E comporte un inventaire qui groupe les intrants suivant les pratiques agricoles en 9 catégories : énergie, pesticides, plastiques, machines agricoles, opérations culturales réalisés par des tiers, fertilisation minérale, concentrés pour l'alimentation, fourrages et bâtiments d'élevage et les animaux.

Pour tous les intrants, la base d'une année est retenue sauf pour les machines agricoles où une allocation est réalisée entre la durée de vie du matériel et leur utilisation (heures ou hectares).

Pour l'inventaire des émissions, vu la dynamique non linéaire entre les intrants et les émissions, différents modèles d'émissions sont utilisés. Pour faciliter l'analyse et réduire un temps d'enquête déjà conséquent (3-4 heures) la plupart du temps, les émissions sont considérées à l'échelle de l'exploitation.

Les émissions des composants azotés, ont été estimées par un défaut de bilan comme proposé par. Payraudeau *et al.* (2006). Les entrées sont les fertilisants minéraux, les effluents organiques importés, la fixation symbiotique, la déposition d'azote atmosphérique, les produits végétaux (paille, fourrages, aliments concentrés) et le cheptel. Les sorties sont les effluents exportés, les produits végétaux et animaux (viande sur pied et lait). Les stocks figurant sur les cahiers comptables (source principale des données) sont utilisés pour faire un ajustement avant l'obtention du bilan final.

Les facteurs d'émission du protoxyde d'azote ( $N_2O$ ) ont été mis à jours avec les dernières publications de l'IPCC (2007). Les émissions d'ammoniac ( $NH_3$ ), d'oxyde nitrique (NO) et de diazote ( $N_2$ ) ont été estimés en utilisant des facteurs d'émission qui dépendent de nombreux facteurs, tels que la quantité d'azote excrété par les animaux, le lieu d'excrétion (en bâtiment ou au pâturage), le type des effluents (liquide ou solide), les conditions de stockage des effluents, la technologie utilisée pour l'épandage et la saison d'épandage.

Les pertes de nitrates ( $NO_3$ ) ont été estimées par l'outil, comme la différence de bilan d'azote de l'exploitation et les émissions azotées gazeuses. Les pertes de phosphore ( $PO_4-P$ ) vers

l'eau ont été quantifiées suivant la méthode de Rossier (1998), soit un facteur d'émissions de 0.01 kg de PO<sub>4</sub>-P par kilo de phosphore utilisé comme intrant (organique ou minéral).

Les émissions de méthane (CH<sub>4</sub>) provenant de la fermentation entérique ont été calculées selon la méthode proposée par l'IPCC (2006) par catégorie d'animaux (génisses, vaches laitières, taureaux, etc.) et chacune des catégories prend en compte le type de ration, sa digestibilité, le gain de poids, la composition du lait et le niveau de production, entre autres. Les émissions de méthane des effluents ont été quantifiées en suivant la méthodologie proposée par l'IPCC (2006) selon la catégorie de l'animal et le type de gestion des effluents. L'allocation économique est utilisée pour les processus qui fournissent plusieurs produits.

*L'évaluation de l'impact environnemental* proprement dit, est réalisée après l'inventaire. Les hypothèses et les calculs des impacts ciblés (changement climatique, eutrophisation, nitrates sortant de l'exploitation et utilisation d'énergie non renouvelable) sont présentés suivant la logique ACV, c'est-à-dire, en reliant les composants de l'inventaire et les facteurs de caractérisation pour chaque impact.

Des facteurs de caractérisation permettent d'estimer les impacts potentiels. Les catégories d'impacts et les méthodes de caractérisation ont été implémentées suivant les recommandations données par Guinée *et al.* (2002), Foster *et al.* (2007) pour les émissions des gaz à effet de serre et PRe Consultants (2004) pour l'énergie non renouvelable qui a été calculée en utilisant les valeurs calorifiques selon la substance. Les principales catégories d'impact et les unités utilisées pour quantifier l'impact sont données en équivalent par kilogramme d'un produit polluant responsable de l'impact. EDEN-E prend en compte l'eutrophisation (en kg équivalent PO<sub>4</sub>), l'acidification (en kg équivalent SO<sub>2</sub>), la toxicité terrestre (en kg équivalent 1,4-dichlorobenzène), le changement climatique (en kg équivalent CO<sub>2</sub>), l'utilisation d'énergie non renouvelable (MJ par kg) et l'utilisation de surfaces (ha). L'articulation des composantes de l'outil EDEN est présentée sur la figure 1.8

Selon les données de l'inventaire, les émissions directes de chaque processus de l'exploitation (cultures, pâturage, animaux par la fermentation entérique et les effluents au pâturage et les effluents stockés) rentrent en ligne de compte pour la quantification de chacun des impacts potentiels. De même, les émissions qui ont eu lieu lors de l'extraction, fabrication et transport

des matières premières utilisées sont prises en compte. EDEN comporte par ailleurs des indicateurs économiques et sociaux inspirés entre autres de la méthode IDEA (Vilain, 2003).

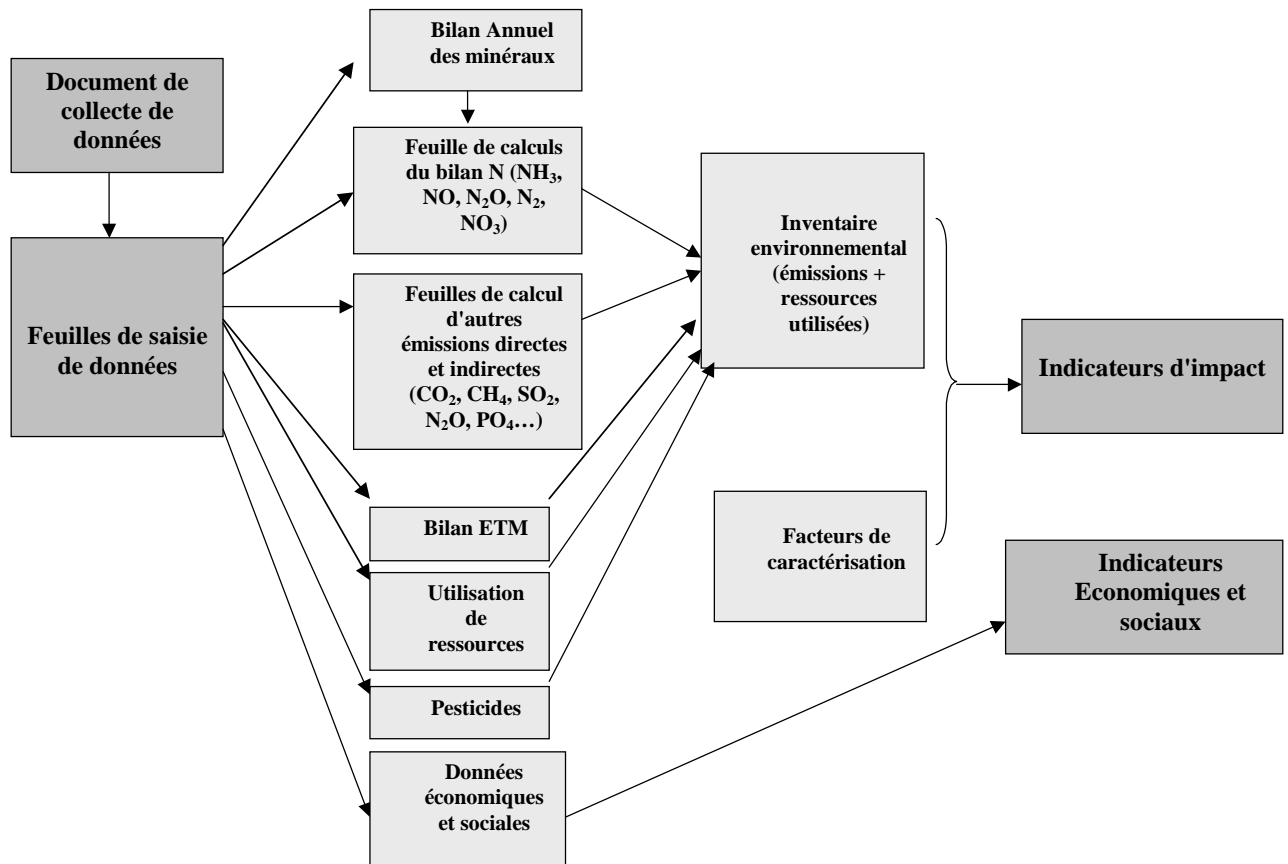


Figure 1.8. Schéma des composantes et leur articulation de l'outil EDEN (Kanyarushoki *et al.*, 2006)

## 8. Contexte d'application : l'élevage laitier en Bretagne

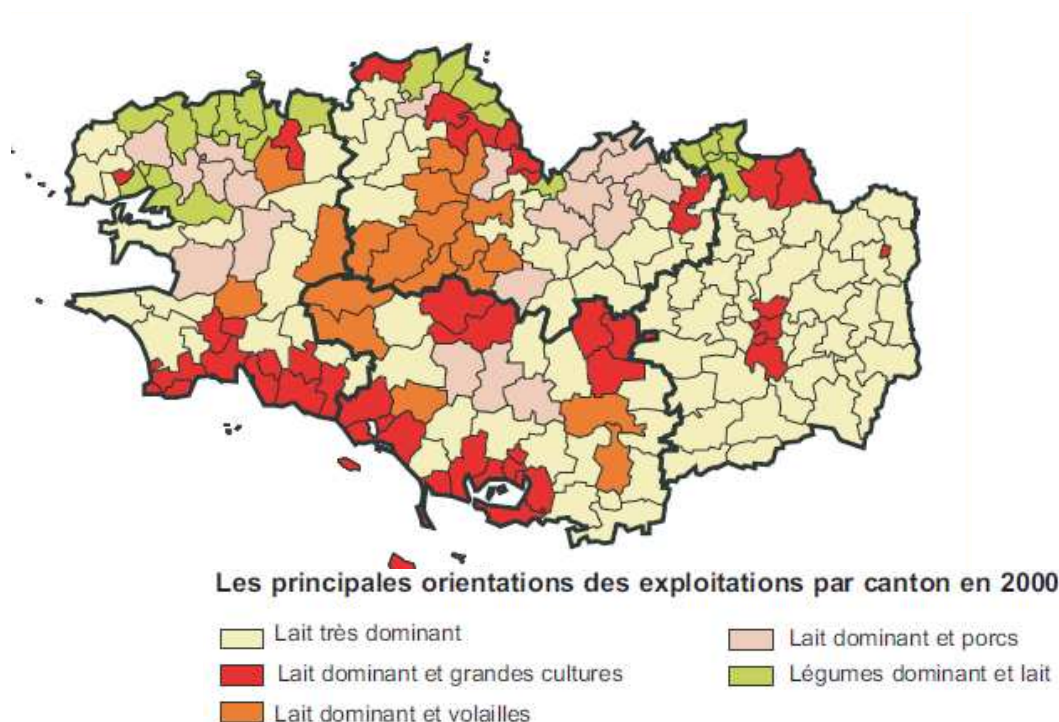
Il est indispensable de connaître le contexte d'application des VR. La Bretagne est une région côtière avec un climat océanique tempéré avec des précipitations moyennes entre 400 et 1400 mm qui se répartissent selon un gradient Ouest-Est (Bretagne Environnement, 2008b). La superficie de la Bretagne est de 2 750 665 ha dont 60% sont occupées par la production agricole (DRAAF Bretagne, 2009b). En 2000, l'agriculture bretonne représente 6% de la surface agricole utile (SAU) française, 12% du revenu agricole national et 18% des intrants achetés au niveau national. La Bretagne est la première région française en termes de production animale (production de lait, de porcs, de veaux, de volaille de chair et d'œufs) et de certains légumes (Tableau 1.4).



**Tableau 1.4. Production des activités d'élevage en Bretagne au cours de l'année 2007. D'après DRAAF (2009a)**

<b>Produits</b>	<b>Quantité (milliers de tonnes ou million hectolitres)</b>	<b>Rang de la Bretagne en France</b>	<b>% du total national</b>
Lait	49	1	21
Gros bovins	133.3	2	15
Veaux de boucherie	51.2	1	25
Porcs	1287.7	1	63
Volailles de chair	588.7	1	35
Œufs	4933		42

La Bretagne est la première région en production laitière. Cette production se concentre soit dans des exploitations spécialisées, soit dans des exploitations mixtes avec des cultures et/ou des ateliers hors sol (Fig. 1.9). Aujourd'hui sur les 37 658 exploitations agricoles recensées dans la région, 17 595 produisent du lait (DRAAF Bretagne, 2009b).

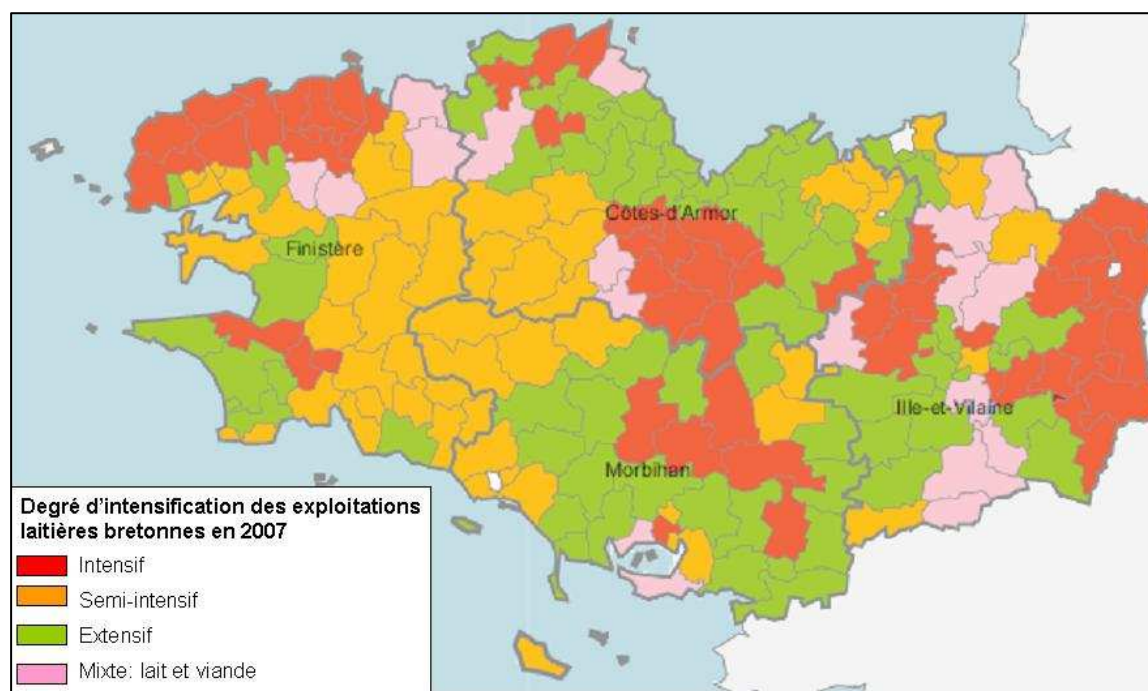


**Figure 1.9. Répartition de la production agricole en Bretagne. La production laitière est présente dans tous les cantons en différentes proportions (DRAAF Bretagne, 2009)**

Les systèmes de production laitière en Bretagne sont très importants d'un point de vue quantitatif (près d'une exploitation sur deux produits du lait). Ils sont également incontournables d'un point de vue de production alimentaire et de contribution au tissu socio-

économique de la région. Les exploitations laitières font travailler 1% de la population régionale et occupent 40 % de la surface régionale (DRAAF Bretagne, 2009b). Le contexte de production laitier, depuis la fin de l'année 2008, a été marqué par des fluctuations importantes du prix du lait ainsi que par un climat de négociation des prix difficile avec la fin des quotas prévue pour 2013. Depuis 15 ans le volume livré par les producteurs laitiers n'a pas changé malgré la diminution importante du nombre de producteurs (-30% par rapport à l'année 2000) (DRAAF Bretagne, 2009a).

Depuis l'application de la politique d'intensification de l'agriculture lancée dans les années 50, la région a eu un développement économique important autour de ce secteur d'activité. En 2008, la production agricole totale de la région correspond à un revenu de 8 201 millions d'euros dont 1 809 provenant du lait de vache. Une typologie régional (Figure 1.10) basée sur des critères d'intensification (SAU, SFP, nombre de bovins, volume de quotas) (DRAAF Bretagne, 2009b), montre que le tiers des exploitations laitières bretonnes sont intensives.



**Figure 1.10. Les élevages intensifs représentent 36 % des exploitations laitières (DRAAF Bretagne, 2009b)**

Cette activité a eu de fortes pressions sur le milieu naturel : *Les conséquences sur l'environnement d'une agriculture basée sur l'intensification de l'élevage et des productions fourragères sont à présent identifiées et bien connues : pollution de l'eau et des sols par des pesticides et des excédents azotés, eutrophisation des cours d'eau et des littoraux, érosion et appauvrissement des sols, etc.* (Bretagne Environnement, 2008a).

L'application des VR sera faite sur un groupe de 45 exploitations laitières bretonnes. Ces exploitations représentent les différents types de production laitière de la région, plus le mode de production biologique qui n'est pas différencié dans la figure 1.10. L'analyse environnementale a été faite à l'aide d'EDEN (Evaluation de la Durabilité des ExploitationNs) pour l'exercice 2003/2004 ou 2004/2005.

## 9. Présentation de la structuration de la thèse

L'objectif général de cette thèse est de participer à la définition du DD des exploitations agricoles par la définition de VR de la durabilité environnementale. La quantification de ces valeurs se fera pour les principaux impacts environnementaux associés aux systèmes de production laitiers en Bretagne qui menacent le CNC. Un certain nombre d'hypothèses ont pu être identifiées grâce à l'approfondissement des concepts présentés dans ce chapitre. Celles retenues dans le cadre de ce travail sont les suivantes :

1. La durabilité environnementale est un pré requis pour le DD.
2. Un système agricole est environnementalement durable *si les émissions polluantes et l'utilisation des ressources peuvent être supportées à long terme par l'environnement naturel* (Payraudeau et van der Werf, 2005).
3. Le concept de CNC peut permettre d'identifier les biens naturels les plus menacés.
4. L'utilisation des VR dans les méthodes d'analyse environnementale permet d'estimer si les systèmes peuvent être considérés comme durables sur le plan environnemental.

Le travail réalisé va être présenté sous forme de 3 articles (dont un est déjà publié) correspondant à trois étapes qui répondent à des objectifs spécifiques (Fig. 1.11).

1. Définir clairement les VR et proposer une terminologie des VR utilisées par les méthodes d'analyse environnementale et d'évaluation de la durabilité. Le premier article contient l'état de l'art de la détermination et de l'utilisation des VR dans les méthodes d'analyse environnementales existantes.
2. Appliquer les VR définies dans une évaluation de la contribution des systèmes de production animale au DD. L'approche consistera à comparer la situation actuelle aux VR déterminées auparavant. Ainsi, le deuxième article montre une comparaison entre les

exploitations qui respectent les VR et les autres pour identifier les systèmes les plus durables.

3. Explorer des scénarios régionaux de durabilité environnementale pour en étudier les conséquences sur les indicateurs socio-économiques et de production. Le troisième article aborde cette question et présente une analyse des effets de la distribution des différents types de production à l'échelle de la région.

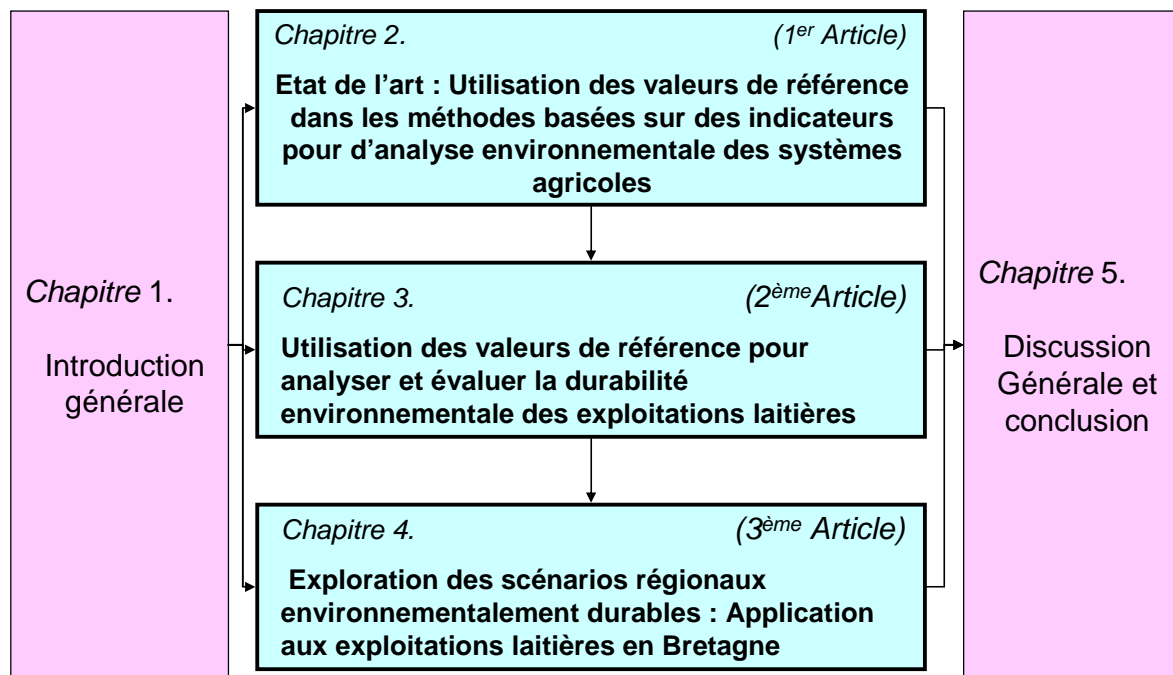


Figure 1.11. Schéma du cadre conceptuel et de l'organisation générale de la thèse

## Références

- Alriksson, S., Oberg, T. 2008. Conjoint analysis for environmental evaluation a review of methods and applications. *Environmental Science and Pollution Research* 15 (3): 244-257.
- Ayres, R.U. 2007. On the practical limits to substitution. *Ecological Economics* 61 (1): 115-128.
- Ballu, S., Leterme, P., Ferchaud, F. 2006. Pratiques agricoles, fuites de nitrates et qualité de l'eau dans les bassins versants: Synthèse des références applicables au contexte breton. CEVA, Agrocampus, Rennes, pp. 132.
- Barbier, E.B., Burgess, J., Folke, C. 1994. *Paradise lost?* Earthscan, London, United Kingdom, pp. 504.
- Bare, J., Udo de Haes, H., Pennington, D. 2000. An international workshop on life cycle assessment Sophistication. An international workshop on life cycle assessment Sophistication. Cincinnati, USA.
- Basset-Mens, C., Anibar, L., Durand, P., van der Werf, H.M.G. 2006. Spatialised fate factors for nitrate in catchments: Modelling approach and implication for LCA results. *Science of the Total Environment* 367 (1): 367-382.
- Basset-Mens, C., Small, B., Paragahawewa, U.H., Lagevin, B., Blackett, P. 2009. Life cycle thinking and sustainable food production. *International Journal of Product Lifecycle Management* 4 (1-3): 252-269.
- Bastian, O., Corti, C., Lebboroni, M. 2007. Determining environmental minimum requirements for functions provided by agro-ecosystems. *Agronomy for Sustainable Development* 27 (4): 279-291.
- Bell, S., Morse, S. 2001. Breaking through the Glass Ceiling: who really cares about sustainability indicators? *Local Environment* 6 (3): 291-309.
- Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Caraco, N.F. 2001. Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: A global perspective. *Bioscience* 51 (3): 227-234.
- Bockstaller, C., Girardin, P. 2003. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems* 76 (2): 639-653.
- Bockstaller, C., Guichard, L., Makowski, D., Aveline, A., Girardin, P., Plantureux, S. 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 28 (1): 139-149.

- Bosshard, A. 2000. A methodology and terminology of sustainability assessment and its perspectives for rural planning. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 77 (1-2): 29-41.
- Bretagne Environnement. 2008a. L'environnement en Bretagne. Cartes et chiffres clés. <http://www.bretagne-environnement.org>, Rennes, France, pp. 164.
- Bretagne Environnement. 2008b. Précipitation annuelle moyenne en Bretagne (Moyenne sur la période 1997-2006). Bretagne Environnement, Rennes, France.
- Brink, P.t., Miller, C., Kettunen, M., Ramsak, K., Farmer, A., Hjerp, P., Anderson, J. 2008. Critical thresholds, evaluation and regional development. *European Environment* 18 (2): 81-95.
- Busch, G. 2006. Future European agricultural landscapes--What can we learn from existing quantitative land use scenario studies? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114 (1): 121-140.
- CAB. 2010. CAB Abstracts. Available at: <http://www.cabdirect.org/>. Accessed on: 10/07/2010.
- Capillon, A., Gabrielle, B., Girardin, P., Guichard, L., Guillaume, B., Hubert, A., Leiser, H., Soulas, G., Van der Werf, H.M.G. 2005. Méthodes d'évaluation des impacts environnementaux des pratiques agricoles. INRA département Environnement et Agronomie, France, pp. 51.
- Carson, R. 1962. *Silent Spring*. Houghton Mifflin, Orlando, USA.
- Cashmore, M. 2004. The role of science in environmental impact assessment: process and procedure versus purpose in the development of theory. *Environmental Impact Assessment Review* 24 (4): 403-426.
- Chiesura, A., de Groot, R. 2003. Critical natural capital: a socio-cultural perspective. *Ecological Economics* 44 (2-3): 219-231.
- Conway, G.R. 1985. Agroecosystem analysis. *Agricultural Administration* 20 (1): 31-55.
- Costanza, R., Daly, H.E. 1992. Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology* 6 (1): 37-46.
- Daily, G.C. 1994. Lessons from Nature - Learning to Live Sustainably on the Earth. *Ecological Economics* 9 (3): 274-275.
- Daly, H. 1994. Operationalizing sustainable development by investing in natural capital. *Environmental assessment and development*.
- De Groot, R. 1992. *Functions of nature*. Wolters-Noordhoff, Amsterdam, Netherlands.

- De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41 (3): 393-408.
- Deneux, G. 2001. De l'autosuffisance alimentaire aux dégâts du productivisme. Belfort, France.
- Dietz, S., Neumayer, E. 2007. Weak and strong sustainability in the SEEA: Concepts and measurement. *Ecological Economics* 61 (4): 617-626.
- Dore, T., Clermont-Dauphin, C., Crozat, Y., David, C., Jeuffroy, M.H., Loyce, C., Makowski, D., Malezieux, E., Meynard, J.M., Valantin-Morison, M. 2008. Methodological progress in on-farm regional agronomic diagnosis. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 28 (1): 151-161.
- DRAAF Bretagne. 2009. Tableaux de l'agriculture Bretonne. DRAAF Bretagne, Rennes, France, pp. 171.
- DRAAF Bretagne. 2009a. Agreste Bretagne. Memento de la statistique agricole. Ministère de l'alimentation de l'agriculture et de la pêche, Rennes, France, pp. 20.
- DRAAF Bretagne. 2009b. Enquête sur la structure des exploitations en 2007. Le tiers des exploitations laitières bretonnes sont intensives. Agreste Bretagne Ministère de l'alimentation de l'agriculture et de la pêche (Juillet 2009).
- Eckert, H., Breitschuh, G., Sauerbeck, D.R. 2000. Criteria and standards for sustainable agriculture. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163 (4): 337-351.
- Ehui, S.K., Spencer, D.S.C. 1993. Measuring the sustainability and economic viability of tropical farming systems: a model from sub-Saharan Africa. *Agricultural Economics* 9 (4): 279-296.
- Ekins, P., Dresner, S., Dahlström, K. 2008. The four-capital method of sustainable development evaluation. *European Environment* 18 (2): 63-80.
- Ekins, P., Simon, S. 2001. Estimating sustainability gaps: methods and preliminary applications for the UK and the Netherlands. *Ecological Economics* 37 (1): 5-22.
- Ekins, P., Simon, S., Deutsch, L., Folke, C., De Groot, R. 2003. A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics* 44 (2-3): 165-185.
- FAO. 1976. A framework for land evaluation. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. <http://www.fao.org/docrep/x5310e/x5310e00.htm>.
- FAO (Food and Agriculture Organization of United Nations), 2007. Agriculture key player to stop degradation of vital ecosystems. FAO Newsroom 18/03/2008. Rome, Italy.



- FAO. 2010. Media Centre: New FAO report assesses dairy greenhouse gas emissions. Available at: <http://www.fao.org/news/story/pt/item/41348/icode/en/>. Accessed on: 01/09/2010.
- Fava, J., Consoli, F., Denisson, R., Dickson, K., Mohin, T., Vigon, B. 1992. A conceptual framework for life-cycle impact assessment A conceptual framework for life-cycle impact assessment Sandestin, Florida. USA.
- Finnveden, G., Nilsson, M., Johansson, J., Persson, A., Moberg, A., Carlsson, T. 2003. Strategic environmental assessment methodologies--applications within the energy sector. *Environmental Impact Assessment Review* 23 (1): 91-123.
- Fischer, J., Manning, A.D., Steffen, W., Rose, D.B., Daniell, K., Felton, A., Garnett, S., Gilna, B., Heinsohn, R., Lindenmayer, D.B., MacDonald, B., Mills, F., Newell, B., Reid, J., Robin, L., Sherren, K., Wade, A. 2007. Mind the sustainability gap. *Trends in Ecology & Evolution* 22 (12): 621-624.
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., M., S., Van Dorland, R. (Eds.). 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Fricker, A. 1998. Measuring up to sustainability. *Futures* 30 (4): 367-375.
- Galloway, J.N., Townsend, A.R., Erisman, J.W., Bekunda, M., Cai, Z.C., Freney, J.R., Martinelli, L.A., Seitzinger, S.P., Sutton, M.A. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science* 320 (5878): 889-892.
- Gerber, P., Mooney, H., Dijkman, J., Tarawali, S., de Hann, C. (Eds.). 2010a. *Experiences and Regional Perspectives. Livestock in a changing landscape:2*. Island Press, Washington DC - United States.
- Gerber, P., Vellinga, T., Opio, C., Henderson, B., Steinfeld, H. 2010b. *Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector. A Life Cycle Assessment*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Washington DC - United States, pp. 98. <http://www.fao.org/docrep/012/k7930e/k7930e00.pdf>.
- Girardin, P., Bockstaller, C., Van der Werf, H. 1999. Indicators: Tools to Evaluate the Environmental Impacts of Farming Systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 13 (4): 5-21.



- Godard, O. 2005. Le développement-durable, une chimère, une mystification ? *Mouvements* 41 (Sept-Oct): 14-23.
- Gomez, A.A., Swete Kelly, D.E., Syers, K.J., Coughlan, H.J. 2007. Measuring sustainability of agricultural systems at the farm level. DEPARTMENT OF PRIMARY INDUSTRIES., The State of Victoria.  
[http://www.dpi.vic.gov.au/dpi/vro/vrosite.nsf/5dc4b9981b861d8d4a256654003b7a6d/fbf69bf1c7f593a3ca2571ca0015a3e5/\\$FILE/GOMEZ.pdf](http://www.dpi.vic.gov.au/dpi/vro/vrosite.nsf/5dc4b9981b861d8d4a256654003b7a6d/fbf69bf1c7f593a3ca2571ca0015a3e5/$FILE/GOMEZ.pdf).
- Gomontean, B., Gajaseni, J., Edwards-Jones, G., Gajaseni, N. 2008. The development of appropriate ecological criteria and indicators for community forest conservation using participatory methods: A case study in northeastern Thailand. *Ecological Indicators* 8 (5): 614-624.
- Griffon, M. 2006. *Nourrir la Planète. Pour une révolution doublement verte.*, Paris, France, pp. 296.
- Griffon, M. 2009. Quel avenir pour les prairies et cultures fourragères dans les prochaines décennies? *Fourrages* 200: 539-546.
- Grisel, L., Osset, P. 2004. *L'analyse du Cycle de Vie d'un produit ou d'un service. Applications et mise en pratique.* AFNOR, Saint-Denis-La Plaine, France, pp. 357.
- Guinée, J. 2002. *Handbook on Life cycle assessment Operational guide to the ISO standards.* kluwer academic publishers, Dordrecht, Netherlands, pp. 692.
- Haapio, A., Viitaniemi, P. 2008. A critical review of building environmental assessment tools. *Environmental Impact Assessment Review* 28 (7): 469-482.
- Haas, G., Wetterich, F., Geier, U. 2000. Life cycle assessment framework in agriculture on the farm level. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5 (6): 345-348.
- Hannon, B., Ruth, M., Delucia, E. 1993. A physical view of sustainability. *Ecological Economics* 8 (3): 253-268.
- Hansen, J.W. 1996. Is agricultural sustainability a useful concept? *Agricultural Systems* 50 (2): 117-143.
- Hassan, R., Scholes, R., Ash, N. (Eds.). 2005. *Ecosystems and human well-being : current state and trends : findings of the Condition and Trends Working Group.* Island Press, Washington. United States of America.
- Heller, M.C., Keoleian, G.A. 2003. Assessing the sustainability of the US food system: a life cycle perspective. *Agricultural Systems* 76 (3): 1007-1041.

- Hermans, F., Horlings, I., Beers, P.J., Mommaas, H. 2009. The Contested Redefinition of a Sustainable Countryside: Revisiting Frouws' Rurality Discourses. *Sociologia Ruralis* 50 (1): 46-63.
- Hildebrand, P.E. 1990. Agronomy's role in sustainable agriculture: integrated farming systems. *Journal of Production Agriculture* 3: 258-288.
- IPCC. 2007. IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 Synthesis Report. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 104.
- ISO (International Organization for Standardization), 1997. ISO 14040: Environmental management-life cycle assessment -principles and framework.
- ISO (International Organization for Standardization), 2000. ISO 14042: Environmental management-Life cycle assessment - Life cycle impact assessment. Geneva. Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization), 2006. ISO 14040: Environmental management-life cycle assessment -requirements and guidelines.
- IUCN, UNEP, WWF (Eds.). 1991. Caring for the earth. A strategy for sustainable living. Gland - Switzerland, pp. 236.
- Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P. 2005. Analyse du cycle de vie. Comprendre et réaliser un écobilan. Lausanne, Switzerland, pp. 242.
- Kanyarushoki, C., Van der Werf, H.M.G., Roger, F. 2006. Evaluation de la durabilité des systèmes de production bovins en Bretagne. Annexe technique. GIS Agrotransfert Bretagne 2003-2006, Rennes - France, pp. 51.
- Kates, R.W., Clark, W.C., Corell, R., Hall, J.M., Jaeger, C.C., Lowe, I., McCarthy, J.J., Schellnhuber, H.J., Bolin, B., Dickson, N.M., Faucheux, S., Gallopin, G.C., Grubler, A., Huntley, B., Jager, J., Jodha, N.S., Kasperson, R.E., Mabogunje, A., Matson, P., Mooney, H., Moore III, B., O'Riordan, T., Svedlin, U. 2001. Environment and Development: Sustainability Science. *Science* 292 (5517): 641-642.
- Kerselaers, E., De Cock, L., Lauwers, L., Van Huylenbroeck, G. 2007. Modelling farm-level economic potential for conversion to organic farming. *Agricultural Systems* 94 (3): 671-682.
- Lindfors, L.-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hassen, O.-J., Rønning, A., Ekwall, T., Finnveden, G. 1995. Nordic Guidelines on Life Cycle Assessment. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.
- Lopez-Ridaaura, S. 2005. Multi-scale sustainability evaluation. A framework for the derivation and quantification of indicators for natural resource management systems. Wageningen University and research center, Wageningen, Netherlands.

- López-Ridaura, S., Keulen, H.V., Ittersum, M.K.v., Leffelaar, P.A. 2005. Multiscale Methodological Framework to Derive Criteria and Indicators for Sustainability Evaluation of Peasant Natural Resource Management Systems. *Environment, Development and Sustainability* 7 (1): 51-69.
- Malassis, L. 1988. Histoire de l'agriculture, histoire de l'alimentation, histoire générale. *Economie rurale*: 192-198.
- Manuilova, A., Suebsiri, J., Wilson, M. 2009. Should Life Cycle Assessment be part of the Environmental Impact Assessment? Case study: EIA of CO<sub>2</sub> Capture and Storage in Canada. *Energy Procedia* 1 (1): 4511-4518.
- Mazoyer, M., Roudart, L. 2002. Histoire des agricultures du monde : Du néolithique à la crise contemporaine., Paris, France, pp. 705.
- Mebratu, D. 1998. Sustainability and sustainable development: Historical and conceptual review. *Environmental Impact Assessment Review* 18 (6): 493-520.
- Merot, P., Aurousseau, P., Gascuel-Odoux, C., Durand, P. 2009. Innovative assessment tools to improve water quality and watershed management in farming areas *Integrated Environmental Assessment and Management* 5 (1): 158-166.
- Ness, B., Urbel-Piirsalu, E., Anderberg, S., Olsson, L. 2007. Categorising tools for sustainability assessment. *Ecological Economics* 60 (3): 498-508.
- O'Connor, M., Douguet, J.M., Schembri, P. 2000. Quantification et modélisation du Capital Naturel Critique pour la mise en oeuvre d'une politique du développement durable en France. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Guyancourt, France.
- OECD. 1993. OECD core set of indicators for environmental performance reviews. Organisation for economic co-operation and development, Paris-France, pp. 39.
- Ohlsson, T. 2010. Sustainability, food and the future. *LcaFood2010*. Bari, Italy. 22-24 September 2010.
- Oudshoorn, F.W. 2009. Innovative Technology and Sustainable Development of Organic Dairy Farming. The case study of automatic milking systems in Denmark. University of Wageningen, Wageningen, Netherlands, pp. 141.
- Pacini, C., Wossink, A., Giesen, G., Vazzana, C., Huirne, R. 2003. Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment* 95 (1): 273-288.
- Payraudeau, S., van der Werf, H.M.G. 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107 (1): 1-19.

- Payraudeau, S., van der Werf, H.M.G., Vertès, F. 2006. Evaluation of an operational method for the estimation of emissions of nitrogen compounds for a group of farms. *International Journal of Agricultural Resources Governance and Ecology* 5 (2-3): 224-246.
- Pennington, D.W., Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Jolliet, O., Rydberg, T., Rebitzer, G. 2004. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. *Environment International* 30 (5): 721-739.
- Potting, J., Hauschild, M., Wenzel, H. 1999. "Less is better" and "Only above threshold": Two incompatible paradigms for human toxicity in Life Cycle Assessment? *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4 (1): 16-24.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B. 2008a. A survey of unresolved problems in life cycle assessment - Part 1: goal and scope and inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (4): 290-300.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B. 2008b. A survey of unresolved problems in life cycle assessment Part 2 : Current impact assessment practice. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (5): 374-388.
- République Française. 2005. Loi constitutionnelle relative à la charte de l'environnement. Loi constitutionnelle n°2005-205 du 1er mars 2005. Paris, France. <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000790249&dateTexte=>.
- Rigby, D., Cáceres, D. 2001. Organic farming and the sustainability of agricultural systems. *Agricultural Systems* 68 (1): 21-40.
- Rigby, D., Woodhouse, P., Young, T., Burton, M. 2001. Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice. *Ecological Economics* 39 (3): 463-478.
- Rodrigues, G.S., Campanhola, C., Kitamura, P.C. 2003. An environmental impact assessment system for agricultural R&D. *Environmental Impact Assessment Review* 23 (2): 219-244.
- Rossier, D. 1998. Ecobilan. Adaptation de la méthode écobilan pour la gestion environnementale de l'exploitation agricole. Service Romand de Vulgarisation Agricole, Lausanne, Switzerland.
- Sarukhán, J., Whyte, A. 2005. *Millenium Ecosystem Assessment*. Island Press.
- Scalbert, A. 2003. *La transition nutritionnelle*. Clermont-Ferrand, France.
- Schumacher, E.F. 1973. *Small is beautiful: a study of economics as if people mattered*. Harper & Row, London, United Kingdom.
- Simoncini, R. 2004. *The AEMBAC Project: Final Report*. The World Conservation Union, Brussels, Belgium, pp. 163.

[http://www.nandoperettifound.org/documents/AEMBAC%20Project%20Final%20report\\_29.pdf](http://www.nandoperettifound.org/documents/AEMBAC%20Project%20Final%20report_29.pdf).

- Smil, V. 1999. Nitrogen in Crop Production: An Account of Global Flows. *Global Biogeochemical Cycles* 13 (2): 647-662.
- Smil, V. 2002. Nitrogen and Food Production: Proteins for Human Diets. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31 (2): 126-131.
- Speelman, E.N., Lopez-Ridaura, S., Colomer, N.A., Astier, M., Masera, O.R. 2007. Ten years of sustainability evaluation using the MESMIS framework: Lessons learned from its application in 28 Latin American case studies. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 14 (4): 345-361.
- Starke, L., Mastny, L. 2010. State of the world. Transforming cultures from consumerism to sustainability. Norton & Company, Inc, Washington D.C., USA.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., Haan, d.C. (Eds.). 2006. *Livestock's long shadow : environmental issues and options*. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome. Italy.
- Steinfeld, H., Mooney, H., Schneider, F., Neville, L. (Eds.). 2010. *Livestock in a Changing Landscape: Drivers, consequences and responses*. Livestock in a Changing Landscape:1. Island Press, Washington DC, United States.
- Thompson, P. 1992. The varieties of sustainability. *Agriculture and Human Values* 9 (3): 11-19.
- Tillman, A.-M., Baumann, H. 1995. General description of life cycle assessment methodology. *Technical Environmental Planning*, Chalmers University of Technology, pp. 15.
- Turner, R.K., Adger, W.N., Brouwer, R. 1998. Ecosystem services value, research needs, and policy relevance: a commentary. *Ecological Economics* 25 (1): 61-65.
- Udo de Haes, H., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E.G., Hofstetter, P., Joliet, O., Klöpffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, E., Müller-Wenk, R., Olsen, S.I., Pennington, D.W., Potting, J., Steen, B. (Eds.). 2002. *Life-cycle impact assessment : striving towards best practice*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola Fl, USA, pp. 272.
- UN. 1993. Agenda 21: Earth Summit - The United Nations Programme of Action from Rio. pp. 294. <http://www.un.org/esa/dsd/agenda21/>.
- UNECE. 2007. *Strategies and policies for air pollution abatement*. United Nations Economic Commission for Europe New York and Geneva, pp. 78.

- van Cauwenbergh, N., Biala, K., Biolders, C., Brouckaert, V., Franchois, L., Garcia Ciudad, V., Hermey, M., Mathijs, E., Muys, B., Reijnders, J., Sauvenier, X., Valckx, J., Vanclooster, M., Van der Veken, B., Wauters, E., Peeters, A. 2007. SAFE--A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120 (2-4): 229-242.
- van der Werf, H.M.G., Kanyarushoki, C., Corson, M.S. 2009. An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management* 90 (11): 3643-3652.
- van der Werf, H.M.G., Petit, J. 2002a. Evaluation de l'impact environnemental de l'agriculture au niveau de la ferme: comparaison et analyse de 12 méthodes basées sur des indicateurs. *Le courrier de l'environnement* 46.
- van der Werf, H.M.G., Petit, J. 2002b. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture Ecosystems & Environment* 93 (1-3): 131-145.
- van der Werf, H.M.G., Tzivilakis, J., Lewis, K., Basset-Mens, C. 2007. Environmental impacts of farm scenarios according to five assessment methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118 (1-4): 327-338.
- van Tilbeurgh, V., Le Cozler, Y., Disenhaus, C. 2008. La durabilité des exploitations laitières : rôle du territoire dans leur fonctionnement en Ile-et-Vilaine. pp. 235-244.
- Vilain, L. (Ed), 2003. La Méthode IDEA Indicateurs de durabilité des exploitations agricoles. Guide d'utilisation. Educadri, Dijon, pp. 148.
- Vitousek, P.M., Naylor, R., Crews, T., David, M.B., Drinkwater, L.E., Holland, E., Johnes, P.J., Katzenberger, J., Martinelli, L.A., Matson, P.A., Nziguheba, G., Ojima, D., Palm, C.A., Robertson, G.P., Sanchez, P.A., Townsend, A.R., Zhang, F.S. 2009. Nutrient Imbalances in Agricultural Development. *Science* 324 (5934): 1519-1520.
- von Wieren-Lehr, S. 2001. Sustainability in agriculture - an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 84 (2): 115-129.
- Wackernagel, M., Rees, W. 1996. Our ecological footprint. Reducing human impact on the Earth. New society, Gabriola Island, Canada, pp. 160.
- Walter, C., Stutzel, H. 2009. A new method for assessing the sustainability of land-use systems (I): Identifying the relevant issues. *Ecological Economics* 68 (5): 1275-1287.
- WCED. 1987. Our common future. General assembly. World Commission on Environment and Development. United Nations, Nairobi, Kenya, pp. 318.

Welch, R.M., Graham, R.D. 1999. A new paradigm for world agriculture: meeting human needs: Productive, sustainable, nutritious. *Field Crops Research* 60 (1-2): 1-10.





« All too often we tramline the answers to match the dominant paradigm rather  
than the reverse »

Simon Bell and Stephen Morse *in* “Breaking through the glass ceiling: Who really  
cares about sustainability indicators?” (2001)



*Sustainability* **2011**, *3*, 424–442; doi:10.3390/su3020424

OPEN ACCESS

*sustainability*

ISSN 2071-1050

www.mdpi.com/journal/sustainability

*Review*

## The use of reference values in indicator-based methods for the environmental assessment of agricultural systems

Ivonne Acosta-Alba <sup>1,2</sup> and Hayo M. G. van der Werf <sup>1,2,\*</sup>

<sup>1</sup> INRA, UMR1069, Soil Agro and hydroSystem, F-35000 Rennes, France;  
E-Mail: ivonne.acosta-alba@rennes.inra.fr

<sup>2</sup> Agrocampus Ouest, UMR1069, Soil Agro and hydroSystem, F-35000 Rennes, France

\* Author to whom correspondence should be addressed; E-Mail:  
hayo.vanderwerf@rennes.inra.fr;  
Tel.: +33-223485709; Fax: +33-223485430.

*Received: 6 December 2010; in revised form: 27 January 2011 / Accepted: 31 January 2011 / Published: 16 February 2011*

**Abstract:** Many indicator-based methods for the environmental assessment of farming systems have been developed. It is not the absolute values of the indicators that reveal whether the impact of a system is acceptable, but rather the distance between these values and some reference values. We reviewed eight frameworks for the environmental assessment of agricultural systems that define reference values for their indicators. We analyzed the methods used to establish reference values and explored how to improve these methods to increase their usage and relevance. This analysis revealed a striking diversity of terminology, sources, and modes of expression of results. *Normative reference values* allow the assessment of a single system with a previously defined value; *Relative reference values* are based on indicator values for similar systems or a reference system. Normative reference values can be *Science-based* or *Policy-based*. A science-based normative reference value can be a *Target value*, which identifies desirable conditions, or an *Environmental limit*, which is the level beyond which conditions are unacceptable.

The quantification of the uncertainty of reference values is a topic which is barely explored and warrants further research. Reference values present a means of introducing site specificity into methods for environmental assessment which seems, at present, largely under-exploited.

## 1. Introduction

The sustainability of agricultural production systems has been the object of much study [1]. Sustainability has been defined in many ways, with the “triple bottom line” approach, which aims to balance the three dimensions of sustainability, being the most widespread. This approach allows for trade-offs between the biophysical, social and economic spheres. We consider a hierarchical view of sustainability to be more appropriate. The hierarchical vision considers that biophysical limits to sustaining life on earth are absolute, and that “societies cannot exist without a functioning life-support system, and economies can only flourish within a functioning social system with effective institutions and governance structures” [2].

To assess the sustainability of an agricultural production system, its impact on the environment must be quantified. Over the last decade many methods for the environmental assessment of farming systems have been developed. Several reviews have shown that these methods have become increasingly complex, integrating a variety of impacts and the latest scientific knowledge [3-10].

These methods have a similar structure consisting of seven stages which are more or less explicitly defined, depending on the method: (1) Definition of the system to be assessed; (2) Identification of the overall goal of the method and definition of the dimensions of encompassed sustainability;

(3) Identification of objectives (issues of concern) to be considered in each dimension; (4) Selection or conception of indicators for each objective; (5) Establishment of reference values for each indicator; (6) Calculation of indicator values; (7) Interpretation of results, identification of improvement options.

Indicators are essential features in all methods; they are a favored tool to understand complex systems, such as agricultural systems, and their impacts on the environment [11]. Girardin *et al.* [11] describe a procedure for developing an indicator. In this procedure, the determination of reference values, norms, or veto thresholds constitutes a key stage. This issue is important, because it is not the absolute values of the indicators that reveal whether the impacts of a system are acceptable, but rather the distance between these values and some reference values. Thus, reference values help to interpret the indicator value and may guide the evolution of a system towards an acceptable level defined in the objectives of the study [12]. Reference values are requested by users, because they help to interpret the method’s results.

Defining a desirable state of the environment is not easy. There is a lack of data and knowledge about ecosystem functions, and about the level of impact that may negatively affect these

functions. Only a minority of environmental assessment methods define reference values which distinguish acceptable from unacceptable impact levels. Thus most assessment methods reflect a “less is better” approach, which allows their user to identify among several options the one having the lowest impact. This approach may seem environmentally responsible, but it is not good enough to evaluate impacts on natural systems [13] as it does not indicate whether “less is good enough”.

The purpose of this paper is to review a variety of frameworks allowing the environmental assessment of agricultural systems, which define explicit reference values for their indicators. We analyze the methods used to establish reference values and explore how to improve these methods to increase their usage and relevance.

## **2. Description of the methods**

An inventory of methods and tools for assessing environmental or overall sustainability of agricultural systems or of economic activities in general forms the basis of this article. We selected eight methods from a literature review of journal articles, books, reports, conference proceedings, and on-line sources. We preferentially included methods published in peer-reviewed journals, which were actually applied to case studies. To ensure sufficient diversity we excluded methods with major similarities. Each method is described below, Table 1 summarises the methods’ major characteristics.

### **2.1. Framework for Evaluating Sustainable Land Management (FESLM)**

FESLM is a sustainability evaluation framework created by a panel of experts [14]. Its creation was sponsored by ten international institutions involved in agricultural development and research. It was designed as a “structured, logical pathway for making decisions on whether or not a carefully defined form of land management is likely to prove sustainable in a defined period of time”. The principles of sustainability evaluation used come from the *Framework of Land Evaluation* [15]. Sustainable land management is defined as maintaining production/services (Productivity), reducing the level of production risk (Security), protecting potential natural resources and preventing degradation of soil and water quality (Protection), and being economically viable (Viability) and socially acceptable (Acceptability). Sustainability is assessed for a particular type of land use during a stated period of time on a

specific area. FESLM assists planning by comparing alternative forms of land use. *Indicators* are environmental statistics that measure or reflect environmental status or change in condition. *Thresholds* are critical levels for these indicators; a threshold level representing the level beyond which a system undergoes significant change. The interacting processes and factors that determine threshold levels are called *Criteria*. Criteria are standards or rules (models, tests or measures) that govern judgments on environmental conditions. Criteria can be deduced by four approaches: on-site observation, examining historic records for the site, comparison with similar sites and modeling. Gomez *et al.* [16] used FESLM to propose thresholds for the evaluation of agriculture in the Philippines at the scale of a region. Mean community-level values for various biophysical and economic indicators were used as thresholds.

## 2.2. Ecological Footprint (EF)

EF is a resource accounting tool used to quantify environmental sustainability, a “land-based surrogate measure of the population's demands on natural capital” [17]. It measures how much biologically productive land and water area a population or an economy use to satisfy its consumption and to absorb the waste generated, using existing technology and resource management [18]. The central concepts of EF are ecological, carrying capacity and overshoot. Overshoot occurs when an ecosystem is exploited faster than it can renew itself. The main assumptions made by its authors are:

(i) earth's biocapacity is limited; (ii) every category of energy and material consumption and waste discharge requires the production or absorptive capacity of a finite area of land or water; and (iii) this area can be defined for a specific human subpopulation or economy. Renewal and absorption rates depend on the health and integrity of ecosystems. EF considers five biocapacity components (cropland, grazing land, fishing grounds, forest area and built-up land) and also a “carbon land”, which is the amount of forest land required to take up anthropogenic CO<sub>2</sub> emissions to maintain a stable CO<sub>2</sub> concentration in the atmosphere. These six components are added up into a single value: the ecological footprint. Dividing the global bioproductive land and water area by the present world population yields a *fair earthshare*, which represents the reference value of one individual's EF. By multiplying this value by a regional or national population, the same reasoning can be applied to a region or a nation. By definition, if the EF value exceeds the fair earthshare, the person's or nation's way of life is not environmentally sustainable. Because EF expresses environmental impact as a single indicator,

its simplicity has been recognized as a powerful communication tool even by its critics [19]. This method has been updated several times and applied largely at national levels [20-25].

### 2.3. Ecological Scarcity Method (ESM)

The Ecological Scarcity Method, [26] is the latest update of the Ecopoints method [27,28]. It is a method for impact assessment in Life Cycle Assessment (LCA), which is a decision support tool for the environmental analysis of processes or products. An LCA produces an environmental inventory, which identifies resource consumption and pollutant emissions for all processes associated with a product's life cycle: from the extraction of resources, their processing, the manufacture of the product, its use and disposal. ESM permits the aggregation of life cycle inventory data in a set of indicators of environmental impact according to the "distance to target" principle. Eco-factors, expressed as

eco-points per unit of pollutant emission or resource extraction are the key parameter used by the method. Eco-factors are determined, reflecting, on the one hand, the current emissions situation in Switzerland and, on the other hand, Swiss national policy targets or international targets supported by Switzerland. The method has been adapted to other countries: Belgium, Japan, Netherlands, Norway and Sweden [26]. The more the current level of emissions or consumption of resources exceeds the *critical flow*, i.e., the reference value based on policy targets, the greater the eco-factor, expressed in eco-points, becomes. The critical flow should be calculated or derived from statutory emission/ambient targets and/or from political statements of intent. If these are not available, it can be based on expert opinion or modeling assumptions of an advisory group. The Eco-factor is calculated as:

$$= K \times \frac{1 \times EP}{F_n} \times \left( \frac{F}{F_k} \right)^2 \times c$$

where  $K$ : characterization factor of a pollutant or resource;  $EP$ : Ecopoint;  $F_n$ : normalization flow, current annual flow for Switzerland;  $F$ : current annual flow in the reference area;  $F_k$ : critical annual flow in the reference area;  $c$ : constant [26].

As the ratio of the current flow over the critical flow is squared in the eco-factor formula, any growth of the current flow leads to an exponential growth of the eco-factor, as does a reduction in the critical flow. Spatial and temporal differentiation can be introduced, which is of obvious interest, as both current and critical flow may vary in space and time. Spatial differentiation has been implemented for freshwater resources, for which six scarcity categories have been defined.

A case study comparing several biofuels using ESM was published recently [29,30].

## 2.4. Sustainability Gaps (SGAPS)

Ekins and Simon [31] developed a method to determine whether economic activities in a region are environmentally sustainable. Environmental sustainability is defined as the maintenance of important environmental functions into the future. The method proposes indicators and reference values (*Sustainability Standards*, SS) to assess current development patterns. SS should be “derived as far as possible on the basis of objective considerations deriving from environmental science concerning the maintenance of important environmental functions, rather than being influenced by considerations of cost or political feasibility”. The level of SS should be set to respect the following principles: (a) not threaten critical ecosystems and/or biogeochemical systems; (b) not have a detrimental effect on human health; and (c) not harvest renewable resources faster than their rate of regeneration; or (d) not deplete non-renewable resources faster than the rate of development of substitutes. If this level is uncertain, it is recommended to use the safe minimum standard or the precautionary principle to avoid the risk of irreversible changes in future. This method estimates a “sustainability gap” which is the difference between the current level of environmental impact and the SS. The method was applied to assess the level of air pollution in the United Kingdom and the Netherlands. When targets used in environmental policy are based purely on science, SS become *Sustainability Targets*; however, if targets depend also on political will (e.g., science recommends stopping the emission of gasses causing global warming, but policy calls only for decreasing their emission), they become *Policy Targets*. Ekins and Simon [31] compared different targets and sustainability gaps for air emissions, and estimated “years to sustainability” by determining how long it would take, on continuation of current trends, for the sustainability standard to be attained.

## 2.5. Sustainability Assessment of Development Scenarios (SADS)

Nijkamp and Vreeker [32] present a framework to assess the sustainability of development strategies at a regional level, with a particular view on the treatment of uncertain information. They adopt the view that “sustainability means that the development of an economy has to take place within a set of pre-specified normative constraints or pathways”. This framework is based on a systematic multicriteria flag model capable to take into account *Critical Threshold Values* (CTV). A CTV is defined as “the numerical normative value of a sustainability



indicator that ensures a compliance with the carrying capacity of the regional environmental system concerned”. The authors indicate that CTV are based on scientific information and expert opinion, more detail is not given. Exceeding a CTV would impose an unacceptably high cost on the environment. In this method, reference values are not a single value but a band width, defined by  $CTV_{min}$  and  $CTV_{max}$ , to reflect uncertainty. This band width mirrors the range of CTV values expressed by experts or policy makers.  $CTV_{min}$  indicates a conservative estimate of the threshold, while  $CTV_{max}$  refers to a maximum allowable value, with  $CTV_{int}$  being halfway between  $CTV_{min}$  and  $CTV_{max}$ . Color “flags” are attributed to indicator values: green (no reason for concern) for values below  $CTV_{min}$ ; yellow (be alert) for values between  $CTV_{min}$  and  $CTV_{int}$ ; red (reverse trends) for values between  $CTV_{int}$  and  $CTV_{max}$ ; and black (stop immediately further growth) for values above  $CTV_{max}$ . Three development scenarios for the southern peninsular region of Thailand were compared using eighteen indicators summarizing social, economic and environmental sustainability [32].

## **2.6. Framework for Assessing the Sustainability of Natural Resource Management Systems (MESMIS)**

MESMIS is an operational structure, used widely by different institutions in Latin America, notably to assess sustainability of natural resource management systems (NRMS) or ecosystems transformed by humans [33]. Main premises of MESMIS are: (i) sustainability is defined by seven attributes of NRMS: Productivity, Stability, Reliability, Resilience, Adaptability, Equity and Self-reliance;

(ii) sustainability evaluations are valid for a specific management system on a specific spatial and time scale; (iii) evaluation of sustainability is a participatory process; and (iv) sustainability is assessed through the comparison of systems either at the same time or over time. After determination of the system’s critical points (*i.e.*, features which have critical impact on the survival of the system) that have to be improved, indicators are selected. Indicator results are presented as scores between 0 and 100 in an Amoeba diagram to facilitate the comparison of analyzed systems. Most case studies using MESMIS compare systems at the farm scale, but it can be applied at different spatial scales [34]. The sustainability assessment is based on indicator values for the critical points in each system. The main advantage of this method is its flexibility and adaptability. An example is given by Brunett Pérez *et al.* [35], who compared two agro-ecosystems involving dairy and corn production. After choosing indicators, reference values (called *baseline values* or *thresholds*) for each

indicator were chosen based on expert opinion or consultation of literature. The systems were compared with an “optimum” condition defined by the reference values. Then according to the distance between indicator value and optimum value, scores are given considering a system as more or less sustainable.

## **2.7. European analytical framework for the development of local agri-environmental programmes (AEMBAC)**

This framework is the outcome of a three-year (2001–2004) EU project [36]. It was tested in 15 study areas in seven European countries. The overall objective of the AEMBAC project was to create a tool for the identification, development and evaluation, of locally appropriate agri-environmental measures based on the analysis of indicators and the assessment of environmental functions [37]. Two types of indicators were used: *state indicators*, describing the state of the

agro-ecosystem and its ability to perform environmental functions; and *pressure indicators*, describing pressures that the local agricultural systems exert on the environment. The state indicators depend on the important environmental issues in each area, and for each of them a reference value called *Environmental Minimum Requirement* (EMR) was identified. An EMR is a single value or a set of values (a range) that should allow a satisfactory performance of the environmental function analyzed [37]. The gaps between indicator values and their corresponding EMRs are assessed. The authors insist on the need to define local EMRs rather than EMRs at European or national levels. Because there is no single way to determine the value of an EMR, Bastian *et al.* [37] propose the following sources: natural ecosystems, past situations, expert judgment, scientific literature, and

agro-ecosystems where an environmental function is performed successfully. The authors find that for many environmental issues there is not sufficient scientific information available to know whether the performance of an environmental function is sustainable or not. They further point out that, from a philosophical point of view, an EMR cannot only be based on scientific fundamentals. Since nature has no inherent goals, it is not possible to draw conclusions (normative statements) from observations (descriptive statements). The authors conclude that EMRs should be based on the scientific knowledge available, but in the end, in addition to scientific information, targets have to be defined by

human society. Thus subjective valuations and political choices will have to be made to establish reference values.

## **2.8. Sustainability Assessment of Farming and the Environment (SAFE)**

SAFE is a framework for assessing the environmental, economic and social sustainability of agricultural systems. It does not seek to find a common solution for sustainability in agriculture as a whole, but to serve as an assessment tool for the identification, development and evaluation of locally more sustainable agricultural production systems, techniques and policies [38]. It can be applied at three spatial levels: the field, the farm, and a higher spatial level: landscape, region or nation [39]. SAFE is a hierarchical framework composed of principles, criteria, indicators, and reference values. *Principles* are general conditions for achieving sustainability, and are formulated as a general objective to be reached. *Criteria* are specific objectives, more concrete than principles and relating to a state of the system, and therefore easier to assess and to link indicators to. *Indicators* are variables of any type that can be assessed in order to measure compliance with a criterion. *Reference values* describe the desired level of sustainability for each indicator [38]. By decreasing order of preference, reference values can be based on legislative norms, scientific norms, or observations in the studied farms [39]. They can be *relative* (an average or comparison with a sector or a trend) or *absolute* (a fixed value, based on a scientific or legal source). Absolute reference values can be *target values*, which identify desirable conditions, or *threshold values* which may be expressed either as minimum or maximum levels or ranges of acceptable values, that should not be exceeded, taking the precautionary principle into account. These types of reference values can be applied in a range of spatial scales such as the field, farm, or landscape/watershed/administrative unit scale.

## **3. Comparison of the methods**

To compare the selected methods we first looked at their general characteristics: the object they study (farming systems or economic systems in general), their target users, their objective and, in particular, the dimensions of sustainability studied, and finally the spatial scale of the systems they study. Next we considered more specific characteristics regarding

the reference values: terms used to designate them, sources used to establish them, numeric and visual approaches used to express results and the introduction of spatial differentiation.

### **3.1. Objects studied and target users**

Four methods (FESLM, MESMIS, AEMBAC and SAFE) have been designed for the assessment of farming systems, one of these (MESMIS) was specifically conceived to assess peasant farming systems (Table 2.1). Four methods (EF, ESM, SGAPS, SADS) have a more generic vocation, as they assess economic systems in general, SADS aims to assess socio-economic systems.

Unsurprisingly, six methods (FESLM, ESM, SGAPS, SADS, AEMBAC, SAFE) indicate decision makers among their target users; the two methods that do not refer to decision makers are more of the grass-roots type, mentioning community activists (EF) and peasant organizations (MESMIS) among their target users (Table 2.1). Researchers are given as target users for five methods (EF, ESM, MESMIS, AEMBAC, SAFE) and policy makers for three methods (EF, SGAPS, SADS).

### **3.2. Objective and systems studied**

Four methods (FESLM, SADS, MESMIS, SAFE) aim to assess sustainability, considering its environmental, social and economic dimension (Table 1). The other four methods focus on the assessment of environmental sustainability. The MESMIS method assesses sustainability in a participatory way. Most methods can study systems across a wide scale or spatial range, from individual to humanity (EF) or from field to nation (SAFE). SADS is the least wide-ranging in this respect, as it focuses on a regional socio-economic system.

**Table 2.1. General description of assessment frameworks: object studied, target users, objective and systems studied.**

Method	Object	Target users	Objective	Systems studied
a) <b>FESLM</b>	Farming systems	Decision makers, farmers, land users	Evaluate the environmental, economic and social sustainability of land management	Land use systems (farm, region)
b) <b>EF</b>	Economic systems	Community activists, policy makers, researchers	Assess the environmental sustainability of individuals, communities, regions, nations, humanity	Person, community, nation, world
c) <b>ESM</b>	Economic systems	Decision makers, researchers	Assess environmental impacts of pollutant emissions and resource use	Products, processes, sites
d) <b>SGAPS</b>	Economic systems	Decision makers, policy makers	Determine whether an economic activity is environmentally sustainable	Any activity
e) <b>SADS</b>	Socio-economic systems	Decision makers, policy makers	Assess the sustainability of development strategies at the regional level	A regional socio-economic system
f) <b>MESMIS</b>	Peasant farming systems	Peasant organisations, researchers, development agents	Evaluate environmental, social and economic sustainability in a systemic, participatory, interdisciplinary way.	Peasant natural resource management systems
g) <b>AEMBAC</b>	Farming systems	Decision makers, researchers	Identify, develop and evaluate locally appropriate agro-environmental measures	Field, farm, landscape
h) <b>SAFE</b>	Farming systems	Decision makers, researchers	Identify, develop and evaluate locally more sustainable agricultural systems, policies and techniques	Field, farm, landscape, nation

a. Smyth and Dumanski (1993)

b. Wackernagel and Rees (1996)

c. Frischknecht *et al.* (2008)

d. Ekins and Simon (2001)

e. Nijkamp and Vreeker (2000)

f. Lopez-Ridaura *et al.* (2002)g. Bastian *et al.* (2007)h. van Cauwenbergh *et al.* (2007)

### 3.3. Terms and sources for reference values

The methods use a variety of terms to designate what we have chosen here to call reference values (Table 2.2). The term *threshold* is used by two methods (FESLM, MESMIS), other terms used are *Fair Earthshare*, *Critical flow*, *Sustainability Standard*, *Critical Threshold Value*, *Baseline value*, *Environmental Minimum Requirement*, *Reference value*. Four of the methods differentiate two types of reference values. SGAPS distinguishes *Sustainability targets*, which are based on objective considerations derived from environmental science, from *Policy targets*, which are influenced by considerations of cost or political feasibility. AEMBAC similarly distinguishes *Science-driven* and *Society-driven* Environmental Minimum Requirements. SADS distinguishes  $CTV_{min}$ , a conservative estimate of the threshold, and  $CTV_{max}$ , the maximum allowable value of the threshold. Here, the differentiation serves to quantify the uncertainty regarding the level of the reference values. SAFE contrasts *Absolute Reference values*, which are based on a scientific or legal source and allow the assessment of a single system with a previously defined value, and *Relative Reference values*, which are based on indicator values for similar systems or a reference system.

The methods draw on a variety of sources for the establishment of reference values (Table 2.2). Six methods use science to establish reference values, with five methods referring to scientific literature (SGAPS, SADS, MESMIS, AEMBAC, SAFE), and one to modeling (FESLM). Expert opinion (ESM, SADS, MESMIS, AEMBAC) and or either legislation or policy targets (ESM, SGAPS, AEMBAC, SAFE) are used by six methods as a basis for reference values. Two methods use community averages (FESLM and MESMIS), or historic records (FESLM) or past situations (AEMBAC). Other sources, cited once, are: ratio of land and water area over population (EF), values for natural ecosystems and well-functioning agroecosystems (AEMBAC) and farm data (SAFE). All methods, except EF, use more than one source to establish reference values. Table 2 gives illustrative examples of reference values for the six methods for which such examples were available.

**Table 2.2. Terms to designate reference values, sources for reference values and examples of reference values**

<b>Method</b>	<b>Term to designate reference values</b>	<b>Sources for reference values</b>	<b>Example of reference value</b>
<b>FESLM</b>	Threshold	Community averages, historic records, modelling	<i>Yield</i> : average in the municipality plus 20%
<b>EF</b>	Fair Earthshare	Ratio of bioproductive land and water area over population	<i>Fair earth share</i> : 2.1 ha per person
<b>ESM</b>	Critical flow	Swiss and international policy targets, expert opinion	<i>Fresh water use</i> : 10.7 km <sup>3</sup> /year (20% of available freshwater)
<b>SGAPS</b>	Sustainability Standard ❖ Sustainability Targets ❖ Policy targets	Scientific literature, legislation	<i>Atmospheric CO<sub>2</sub> conc.</i> : 280 ppm (pre-industrial level)
<b>SADS</b>	Critical Threshold Value ❖ CTV <sub>min</sub> ❖ CTV <sub>max</sub>	Scientific literature, expert opinion	Not specified
<b>MESMIS</b>	Baseline values/thresholds	Expert opinion, scientific literature, community averages	<i>Soil organic matter content</i> : 2%
<b>AEMBAC</b>	Environmental Minimum Requirement ❖ Science-driven ❖ Society driven	Natural ecosystems, past situations, expert opinion, scientific literature, values for well-functioning agroecosystems, legislation	<i>Valuable biotopes</i> : 10% of total area
<b>SAFE</b>	Reference value ❖ Absolute ❖ Relative	Scientific literature, legislation, farm data	Not specified

### 3.4. Expression of results and spatial differentiation

Reference values help to interpret indicator values. The methods reviewed here display a variety of numeric and visual approaches to relate impacts to reference values (Table 2.3). Three methods (FESLM, EF, MESMIS) express results as the ratio of the indicator value over the reference value; two of these methods also use radar graphs. ESM uses the square of the impact-reference value ratio. SGAPS and AEMBAC use the difference (*Gap*) between the indicator value and the reference value. SGAPS further quantifies the gap as *Years to sustainability*, by calculating the time necessary to reach the reference value on continuation of current trends. SADS uses color flags which reflect the value of the indicator relative to the reference value band width defined by CTV<sub>min</sub> and CTV<sub>max</sub>. The use of a band width rather

than a single value allows the expression of uncertainty associated with the definition of the reference value. The colors convey clear messages to the method's users, e.g., green (no reason for concern) for values below  $CTV_{min}$ ; and black (stop immediately further growth) for values above  $CTV_{max}$ .

**Table 2.3.** Expression of results relative to reference values, spatial differentiation of reference values

Method	Expression of results	Spatial differentiation
<b>FESLM</b>	Ratio of indicator value over reference value, radar graph	Reference values defined at the scale of the system studied
<b>EF</b>	Ratio of indicator value over reference value	Reference values defined at global scale
<b>ESM</b>	Square of the ratio of indicator value over reference value	Reference values can be regionalised, this was implemented for fresh water use
<b>SGAPS</b>	Difference between indicator value and reference value (Sustainability gap); time to reach reference value on continuation of current trends (Years to sustainability)	Reference values defined at the scale of the system studied
<b>SADS</b>	Colour "flags" (green, yellow, red, black) indicate position of indicator value relative to reference value band width	Reference values defined at the scale of the system studied
<b>MESMIS</b>	Ratio of indicator value over reference value, radar graph	Reference values defined at the scale of the system studied
<b>AEMBAC</b>	Difference between indicator value and reference value (Gap)	Reference values defined at the scale of the system studied
<b>SAFE</b>	Not specified	Reference values defined at the scale of the system studied

Reference values may allow the introduction of spatial differentiation in environmental assessment methods. Six methods (FESLM, SGAPS, SADS, MESMIS, AEMBAC, SAFE) define their reference values at the scale of the system studied, and thus take into account the site-specific character of a desirable state of the environment. ESM uses reference values based on Swiss policy targets. The method supports spatial differentiation, which has been implemented for freshwater consumption, through the implementation of six scarcity categories. EF defines its reference value at the global level, by dividing the global bio-productive land and water area by the world population.



## 4. Discussion

### 4.1. Characteristics of methods reviewed

Four of the methods reviewed here were specifically designed to assess farming systems; the other four assess economic or socio-economic systems in general. The methods cover a wide range of target users, ranging from community activists and peasant organizations to researchers and policy and decision makers. Half of the methods assess environmental sustainability, the other half assess sustainability through its environmental, social and economic dimensions. With respect to systems studied, the set of methods reviewed here reveal major variability: most methods are designed to study systems across a wide spatial range, some focus on a specific spatial level. Overall, the methods reviewed here display a large diversity with respect to object studied, target users, objectives and system studied, supplying a broad basis for this review.

### 4.2. Classification of Reference Values

The eight methods use a total of eight terms for what we have chosen here to call Reference values. This semantic diversity may reflect the fact that reference values have so far not been a major topic in analyses of methods for environmental assessment, but have rather been treated as one among many elements in the construction of such methods. This paper thus is timely, as it takes stock of existing approaches in order to propose improvements and methodological clarity. We propose to use the generic term *Reference value* as the preferred term for “the desired level for an indicator” [38], rather than one of the other more specific terms used in the reviewed methods (*Threshold*, *Fair Earthshare*, *Critical flow*, *Sustainability Standard*, *Critical Threshold Value*, *Baseline Value*, *Environmental Minimum Requirement*). Reference values quantify the sustainable goals. Even if these goals depend on the definition of sustainability given, they make the concept of sustainability operational to stakeholders [10].

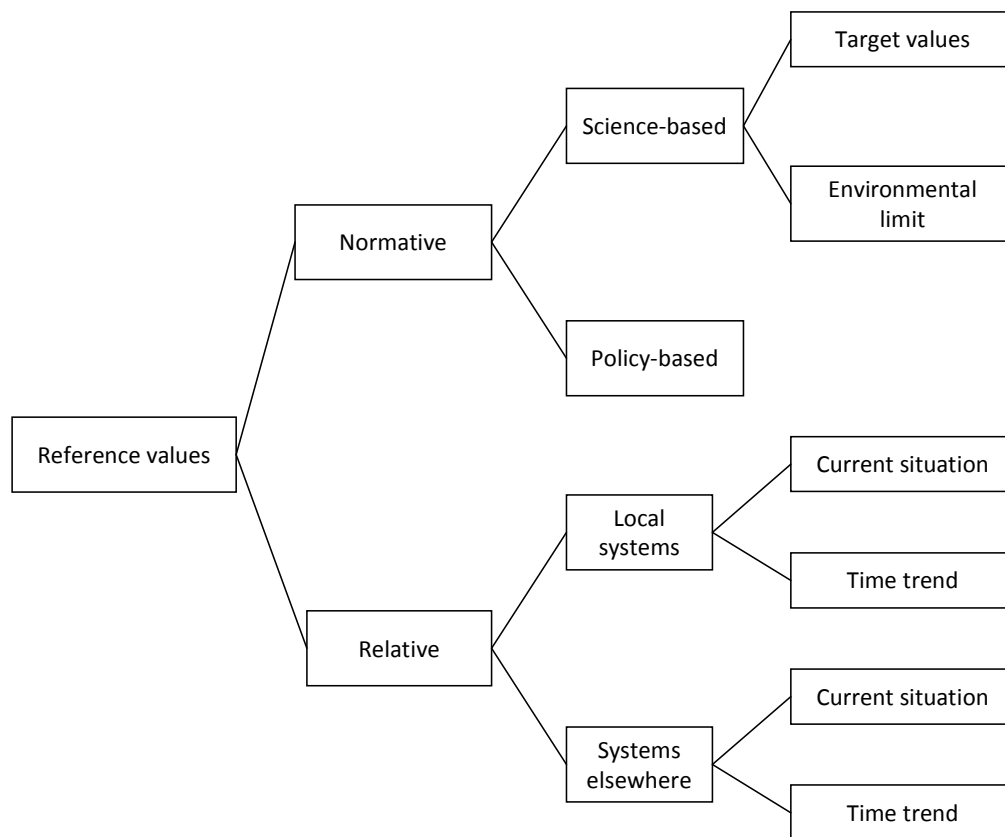
SAFE [38], following von Wirén-Lehr [40], contrasts *Absolute Reference values*, which allow the assessment of a single system with a previously defined value, and *Relative Reference values*, which are based on indicator values for similar systems or a reference system. This is a fundamental distinction, and we agree with van Cauwenbergh *et al.* [38] that it should be at

the basis of a classification of reference values. However, instead of the expression *Absolute reference value*, we propose the term *Normative reference value*, since this type of values may be formulated “in a relative way” e.g., when the target for a nation’s greenhouse gas emissions is a reduction by 75%. Thus the opposition *Normative versus Relative* reference values seems more appropriate than the opposition *Absolute versus Relative*.

In the SAFE framework, Absolute Reference values can be based on a scientific or a legal source, but this criterion is not used in their classification of reference values. SGAPS [32], in its classification of reference values distinguishes *Sustainability targets*, based on objective considerations derived from environmental science, from *Policy targets*, which are influenced by considerations of cost or political feasibility. AEMBAC [37] distinguishes *Science-driven* and *Society-driven* Environmental Minimum Requirements. We propose the use of the terms *Science-based* and *Policy-based* to distinguish these two types of normative reference values. The SAFE framework [38] further distinguishes two types of Absolute reference values: *Target values*, which identify desirable conditions (as proposed by Mitchell *et al.* [41]), and *Threshold values*, which may be expressed either as minimum or maximum levels, or ranges of acceptable values, that should not be exceeded. From their review of the scientific literature describing environmental limits and thresholds, Haines-Young *et al.* [42] conclude that, although the concepts have been discussed widely, the terms limits and thresholds have been applied inconsistently across different fields. They define *Environmental limit* as the level of some environmental pressure, or level of benefit derived from the natural resource system, beyond which conditions are deemed to be unacceptable in some way. The term can be applied irrespective of the type of dynamic exhibited by the system (linear response, simple non-linear response, threshold response). Haines-Young *et al.* [42] reserve the term *Threshold* to describe situations in which a distinct regime shift between alternative equilibrium regimes exists, which may or may not be reversible. The authors argue that the concept of environmental limit is more useful generally, as, while including the possibilities of system collapse associated with the threshold concept, it focuses attention on the possibly more widespread, chronic or progressive loss of integrity which natural resource systems may suffer with increasing environmental pressures. Haines-Young *et al.* [42] also elaborate on the concept of *Target value*. They argue that, fundamentally, the idea of a limit involves setting a maximum level of damage to a natural resource system that we are prepared to accept. However, in management terms it might be preferable to maintain the system in “good” condition, by specifying target values that are well above the agreed limit. Based on this

analysis, we propose to use the terms *Target values* and *Environmental limits* (rather than *Target values* and *Threshold values*) to distinguish these two types of science-based normative reference values.

*Relative reference values* can be derived from comparable *Local systems* or from *Systems elsewhere*. In both cases they can be based on the *Current situation* for these systems or on *Time trends* for these systems. The preceding propositions and terminology have been summarized in a schematic classification of reference values (Fig. 2.1).



**Figure 2.1.** Classification of reference values

### 4.3. Normative reference values

A variety of sources are used to establish normative reference values, with scientific literature and legislation or policy being most frequent. As discussed in the previous section, only two methods differentiate science-based reference values from policy-based reference values. We feel that any method relying on these two sources should make this distinction, as policy-based reference values usually are a compromise based on science on the one hand, and on societal considerations (cost, political feasibility) on the other. Thus, policy-based reference

values might be considered as resulting from a “bottom-up” process while science-based reference values are perceived as “top-down” [10]. In consequence, policy-based reference values will generally be less strict than science-based reference values. The systematic distinction of these two types of reference values will help to reduce the uncertainty associated with reference values by reducing the heterogeneity of its sources.

It is obvious however that, depending on their implementation, the distinction between these two types of reference values can be fuzzy, as the values they yield may be close. This proximity of their values can have two causes. First the value of a science-based reference value obviously depends on the “scientific” source used, and given our imperfect understanding and the lack of consensus among scientists regarding the functioning of ecosystems this inevitably will introduce variability [43]. Secondly, policy-based reference values result from a compromise between scientific knowledge and political feasibility. Depending on the relative weight of each of these elements, the resulting compromise value will be more or less close to a reference value that would be based on science only. Policy-based reference values could be used when science-based ones are not available and should be clearly identified as such [44]. Reference values can help to improve environmental management over time [45] and guide systems towards sustainability. Reference values used should be up-dated as frequently as possible since they are defined according to present knowledge.

## 4.4. Expression of results

The ratio of the indicator value over the reference value is the most common approach used (in four out of eight methods) to relate impact values to reference values. This ratio represents a simple and effective means to express results. Among these four methods, ESM represents an interesting originality, as it uses the square of the ratio value; as a result large ratios are weighted

proportionately higher, relative to small ratios. The difference or *Gap* between the indicator and the reference value is used by two methods as a means of presenting results, here SGAPS proposes *Years to sustainability* as an original way to quantify results. SADS proposes a visually attractive approach to communicate results through its color flag system. This diversity of methods for the expression of results will be helpful to those interested in the implementation of reference values. All modes of expression of results encountered here seem quite straightforward and simple to interpret by users of the methods.

## 4.5. Expression of uncertainty and spatial differentiation

Several of the papers reviewed here touch upon the question of uncertainty, and it is obvious that reference values, given the sources they are based on, will often be highly uncertain. However, among the methods reviewed here, only SADS proposes a means to capture the uncertainty of its reference value. The quantification and expression of the uncertainty of reference values clearly is a subject that warrants further work.

Reference values represent a desirable state of the environment. For many impacts, the desirable state of the environment is site-specific. Thus reference values obviously represent an interesting way to introduce spatial differentiation into methods for environmental assessment. Six of the methods reviewed here define their reference values at the scale of the system studied, and thus take into account the characteristics of the local environment, introducing spatial differentiation in the environmental assessment approach. ESM also supports spatial differentiation, by defining six scarcity categories for fresh water resources according to the region of water consumption. Reference values present a means of introducing site specificity into methods for environmental assessment which seems at present largely under-exploited.

## 5. Conclusion

- The analysis of the use of reference values in the eight methods for environmental assessment reviewed here, has revealed a striking diversity of terminology, sources, and modes of expression of results. Based on this analysis, we formulate the following recommendations for the implementation of reference values in environmental assessment methods.
- Recommendations on terminology
- The term *Reference value* should be used as a generic term for the desired level for an indicator.
- *Normative reference values* allow the assessment of a single system with a previously defined value, *Relative reference values* are based on indicator values for similar systems or a reference system.

- Normative reference values can be *Science-based* or *Policy-based*. Making this distinction explicit will contribute to reducing the uncertainty associated with reference values.
- A science-based normative reference value can be a *Target value*, which identifies desirable conditions, or an *Environmental limit*, which is the level of some environmental pressure, or benefit, from the natural resource system, beyond which conditions are unacceptable.
- Other recommendations
- Methods should make a clear distinction between science-based reference values and policy-based reference values, as policy-based reference values usually are a compromise based on science on the one hand, and on societal considerations (cost, political feasibility) on the other. Thus policy-based reference values will generally be less strict than science-based reference values.
- From the academic point of view science-based reference values are obviously preferable, from a practical point of view policy-based reference values, when available, will be easier to implement, as they incorporate the results of difficult choices, outside the domain of science, made by public decision makers.
- The quantification of the uncertainty of reference values is a topic which is barely explored and warrants further research.
- Reference values present a means of introducing site specificity into methods for environmental assessment which seems at present largely under-exploited

## Acknowledgements

This research was financially supported by the French National Research Agency, SPA/DD project “Animal Production Systems and Sustainable Development” (ANR-06-PADD-017) and the ADEME, the French Environment and Energy Management Agency.

## References

1. Pretty, J. Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. *Phil. Trans. R. Soc. B* **2008**, *363*, 447-465.
2. Fischer, J.; Manning, A.D.; Steffen, W.; Rose, D.B.; Daniell, K.; Felton, A.; Garnett, S.; Gilna, B.; Heinsohn, R.; Lindenmayer, D.B.; MacDonald, B.; Mills, F.; Newell, B.; Reid, J.; Robin, L.; Sherren, K.; Wade, A. Mind the sustainability gap. *Trends Ecol. Evol.* **2007**, *22*, 621-624.
3. von Wieren-Lehr, S. Sustainability in agriculture—an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice. *Agr. Ecosyst. Environ.* **2001**, *84*, 115-129.
4. van der Werf, H.M.G.; Petit, J. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: A comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agr. Ecosyst. Environ.* **2002**, *93*, 131-145.
5. Payraudeau, S.; van der Werf, H.M.G. Environmental impact assessment for a farming region: A review of methods. *Agr. Ecosyst. Environ.* **2005**, *107*, 1-19.
6. Galan, M.B.; Peschard, D.; Boizard, H. ISO 14001 at the farm level: Analysis of five methods for evaluating the environmental impact of agricultural practices. *J. Environ. Manage.* **2007**, *82*, 341-352.
7. Rossing, W.A.H.; Zander P.; Josien E.; Groot J.C.J.; Meyer, B.C.; Knierim, A. Integrative modelling approaches for analysis of impact of multifunctional agriculture: A review for France, Germany and The Netherlands. *Agr. Ecosyst. Environ.* **2007**, *120*, 41-57.
8. Van der Werf, H.M.G.; Tzilivakis, J.; Lewis, K.; Basset-Mens, C. Environmental impacts of farm scenarios according to five assessment methods. *Agr. Ecosyst. Environ.* **2007**, *118*, 327-338.
9. Bockstaller, C.; Guichard, L.; Makowski, D.; Aveline, A.; Girardin, P.; Plantureux, S. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* **2008**, *28*, 139-149.
10. Binder, C.R.; Feola, G.; Steinberger, J.K. Considering the normative, systemic and procedural dimensions in indicator-based sustainability assessments in agriculture. *Environ. Impact Assess. Rev.* **2010**, *30*, 71-81.
11. Girardin, P.; Bockstaller, C.; van der Werf, H. Indicators: Tools to Evaluate the Environmental Impacts of Farming Systems. *J. Sustain. Agr.* **1999**, *13*, 5-21.
12. Gomontean, B.; Gajaseni, J.; Edwards-Jones, G.; Gajaseni, N. The development of appropriate ecological criteria and indicators for community forest conservation using participatory methods: A case study in northeastern Thailand. *Ecol. Indic.* **2008**, *8*, 614-624.

13. Bare, J.; Udo de Haes, H.; Pennington, D. *An International Workshop on Life Cycle Assessment Sophistication*; U.S. Environmental Protection Agency: Cincinnati, OH, USA, 2000.
14. Smyth, A.J.; Dumanski, J. *FESLM: An International Framework for Evaluating Sustainable Land Management*; Report No. 92-5-103419-2; Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome, Italy, 1993.
15. *A Framework for Land Evaluation*; Report No. ISBN 92-5-100111-1; Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome, Italy, 1976.
16. Gomez, A.A.; Swete Kelly, D.E.; Syers, K.J.; Coughlan, K.J. Measuring sustainability of agricultural systems at the farm level. In *Methods for Assessing Soil Quality*; Doran, J.W., Jones, A.J., Eds.; Soil Science Society of America: Madison, WI, USA, 1996; SSSA Special Publication 49, pp. 401-409.
17. Wackernagel, M.; Rees, W. *Our Ecological Footprint. Reducing Human Impact on the Earth*; New Society: Gabriola Island, Canada, 1996.
18. Global Footprint Network. *Global Footprint Network. Advancing the science of sustainability*, 2007. Available online: <http://www.footprintnetwork.org> (accessed on 29 July 2009).
19. van den Bergh, J.C.J.M.; Verbruggen, H. Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the 'ecological footprint'. *Ecol. Econ.* **1999**, *29*, 61-72.
20. Kitzes, J.; Peller, A.; Goldfinger, S.; Wackernagel, M. Current methods for calculating national ecological footprint accounts. *Sci. Environ. Sustain. Soc.* **2007**, *4*, 9.
21. Knaus, M.; Lohr, D.; O'Regan, B. Valuation of ecological impacts—a regional approach using the ecological footprint concept. *Environ. Impact Assess. Rev.* **2006**, *26*, 156-169.
22. Lenzen, M.; Murray, S.A. A modified ecological footprint method and its application to Australia. *Ecol. Econ.* **2001**, *37*, 229-255.
23. Moran, D.D.; Wackernagel, M.; Kitzes, J.A.; Goldfinger, S.H.; Boutaud, A. Measuring sustainable development—Nation by nation. *Ecol. Econ.* **2008**, *64*, 470-474.
24. Wackernagel, M. An evaluation of the ecological footprint. *Ecol. Econ.* **1999**, *31*, 317-318.
25. Wackernagel, M.; Monfreda, C.; Moran, D.; Wermer, P.; Goldfinger, S.; Deumiling, D.; Murray, M. *National Footprints and Biocapacity Accounts 2005: The Underlying Calculation Method*; Global Footprint Network: Oakland, CA, USA, 2005.
26. Frischknecht, R.; Steiner, R.; Jungbluth, N. *The Ecological Scarcity Method—Eco-factors 2006. A Method for Impact Assessment in LCA*; Environmental Studies no. 0906; Federal Office for the Environment: Bern, Switzerland, 2009.
27. Braunschweig, A.; Bär, P.; Rentsch, C.; Schmid, L.; Wüest, G. *Methode der ökofaktoren 1997*; BUWAL: Bern, Switzerland, 1998.
28. Braunschweig, A.; Müller-Wenk, R. *Oekobilanzen für Unternehmungen, Eine Wegleitung für die Praxis*; Paul Haupt: Bern, Switzerland, 1993.
29. Scharlemann, J.P.W.; Laurance, W.F. Environmental science—How green are biofuels? *Science* **2008**, *319*, 43-44.



30. Zah, R.; Böni, H.; Gauch, M.; Hirschier, R.; Lehmann, M.; Wäger, P. *Ökobilanz von energieprodukten: Ökologische bewertung von biotreibstoffen*; Empa Abteilung Technologie und Gesellschaft: Gallen, Switzerland, 2008.
31. Ekins, P.; Simon, S. Estimating sustainability gaps: Methods and preliminary applications for the UK and the Netherlands. *Ecol. Econ.* **2001**, *37*, 5-22.
32. Nijkamp, P.; Vreeker, R. Sustainability assessment of development scenarios: methodology and application to Thailand. *Ecol. Econ.* **2000**, *33*, 7-27.
33. Lopez-Ridaura, S.; Masera, O.; Astier, M. Evaluating the sustainability of complex socio-environmental systems. The MESMIS framework. *Ecol. Indic.* **2002**, *2*, 135-148.
34. Lopez-Ridaura, S.; van Keulen, H.; van Ittersum, M.K.; Leffelaar, P.A. Multiscale methodological framework to derive criteria and indicators for sustainability evaluation of peasant natural resource management systems. *Environ. Dev. Sustain.* **2005**, *7*, 51-69.
35. Brunett Pérez, L.; González Esquivel, C.; García Hernández, L.A. Evaluación de la sustentabilidad de dos agroecosistemas campesinos de producción de maíz y leche, utilizando indicadores. *Livest. Res. Rural Dev.* **2005**, *17*, article number 78. Available online: <http://www.lrrd.org/lrrd17/7/pere17078.htm> (accessed on 8 May 2010).
36. Simoncini, R. *The AEMBAC Project: Final Report*; IUCN: Brussels, Belgium, 2004. Available online: [http://www.nandoperettifound.org/documents/2000\\_04\\_AEMBAC\\_Final.pdf](http://www.nandoperettifound.org/documents/2000_04_AEMBAC_Final.pdf) (accessed on 20 August 2010).
37. Bastian, O.; Corti, C.; Lebbononi, M. Determining environmental minimum requirements for functions provided by agro-ecosystems. *Agron. Sustain. Dev.* **2007**, *27*, 279-291.
38. van Cauwenbergh, N.; Biala, K.; Biolders, C.; Brouckaert, V.; Franchois, L.; Garcia Ciudad, V.; Hermy, M.; Mathijs, E.; Muys, B.; Reijnders, J.; Sauvenier, X.; Valckx, J.; Vanclooster, M.;  
Van der Veken, B.; Wauters, E.; Peeters, A. SAFE—A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems. *Agr. Ecosyst. Environ.* **2007**, *120*, 229-242.
39. Sauvenier, X.; Valckx, J.; Van Cauwenbergh, N.; Wauters, E.; Bachev, H.; Biala, K.; Biolders, C.; Brouckaert, V.; Garcia Ciudad, V.; Goyens, S.; Hermy, M.; Mathijs, E.; Muys, B.; Vanclooster, M.; Peeters, A. *Framework for Assessing Sustainability Levels in Belgian Agricultural Systems—SAFE*; Belgian Science Policy: Brussels, Belgium, 2006. Available online: [http://www.belspo.be/belspo/home/publ/pub\\_ostc/CPagr/rappCP28\\_en.pdf](http://www.belspo.be/belspo/home/publ/pub_ostc/CPagr/rappCP28_en.pdf) (accessed on 7 December 2009).
40. Von Wihren-Lehr, S. Sustainability in agriculture—an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice. *Agr. Ecosyst. Environ.* **2001**, *84*, 115-129.
41. Mitchell, G.; May, A.; McDonald, A. PICABEU: A methodological framework for the development of indicators of sustainable development. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* **1995**, *2*, 104-123.

42. Haines-Young, R.; Potschin, M.; Cheshire, D. *Defining and Identifying Environmental Limits for Sustainable Development. A Scoping Study*; Final Overview Report to Defra, Project code NR0102; Centre for Environmental Management, School of Geography, University of Nottingham: Nottingham, UK, 2006.
43. Muradian, R. Ecological thresholds: A survey. *Ecol. Econ.* **2001**, *38*, 7-24.
44. Walter, C.; Stützel, H. A new method for assessing the sustainability of land-use systems (II): Evaluating impact indicators. *Ecol. Econ.* **2009**, *68*, 1288-1300.
45. Groffman, P.; Baron, J.S.; Blett, T.; Gold, A.J.; Goodman, I.; Gunderson, L.H.; Levinson, B.M.; Palmer, M.A.; Paerl, H.W.; Peterson, G.D.; LeRoy Poff, N.; Rejeski, D.W.; Reynolds, J.F.; Turner, M.G.; Weathers, K.C.; Wiens, J. Ecological Thresholds: The Key to Successful Environmental Management or an Important Concept with No Practical Application? *Ecosystems* **2006**, *9*, 1-13.

© 2011 by the authors; licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution license (<http://creativecommons.org/licenses/by/3.0/>). This license is not applicable to the rest of the thesis manuscript.

« The beauty in our inability to define sustainability means that we cannot prescribe it. The future may then unfold according to our visions and abilities provided we recognise the global limits »

Alain Fricker *in* “Measuring up to sustainability (1998)



## Using reference values to assess environmental sustainability of dairy farms

I. Acosta-Alba<sup>1,2</sup>, M.S. Corson<sup>1,2</sup>, P. Leterme<sup>1,2</sup>, H.M.G. van der Werf<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>INRA, UMR1069, Soil Agro and hydroSystem, F-35000 Rennes, France

<sup>2</sup>Agrocampus Ouest, UMR1069, Soil Agro and hydroSystem, F-35000 Rennes, France

### 1. Introduction

One challenge for the environmental assessment of agricultural systems is to pass from estimating whether one farming system has fewer impacts than another to estimating whether or not it can be considered environmentally sustainable. Although the concept of sustainability has many definitions (Fricker, 1998; Mebratu, 1998; Bosshard, 2000), it has been accepted as humanity's goal to pursue since the Brundtland commission report (WCED, 1987).

Sustainable development of agriculture is of great importance because agriculture frequently is associated with resource depletion and environmental impacts, but also because agriculture has been recognized as key to the conservation of certain vital ecosystems and the promotion of sustainability (FAO, 2007). This study focuses on the environmental sustainability of farming systems, particularly as defined and applied in existing impact assessment methods; few of these methods, however, quantitatively define environmental sustainability (van der Werf et Petit, 2002b). For example, Life Cycle Assessment (LCA) is a widely used indicator-based method that compiles and evaluates the inputs, outputs, and potential environmental impacts of a production system. One advantage of using LCA for environmental analysis is that it considers global and local emissions linked to a service or a product (Jolliet *et al.*, 2005). It is used most often to compare production systems, identifying those that appear environmentally “better” because they have less impact, but it does not indicate whether these systems are environmentally sustainable (e.g. if their “polluting emissions and...use of natural resources can be supported in the long term by the natural environment” (Payraudeau et van der Werf, 2005). Because environmental sustainability remains such an important future-oriented concept (Goeminne et Paredis, 2009), methods to define thresholds for it have been the subject of several previous studies (Groffman *et al.*, 2006; Bastian *et al.*, 2007; Brink *et*

*al.*, 2008). However, no common definition of environmental sustainability has come to the fore in sustainability assessment.

In this paper we propose, estimate, and apply “reference values” (RVs), which explicitly define threshold levels of emissions or energy-use that farming systems must not exceed to be considered environmentally sustainable. Unlike other methods, RVs can quantify the conceptual “distance” to sustainability by allowing multiple targets and evaluating the influence of farm characteristics on this distance. We applied RVs to potential environmental impacts of dairy farms in Brittany, France, to assess to what extent these farms comply with the goals defined by the RVs and, more generally, to explore how RVs can be used to identify characteristics of farming systems with lower environmental impact. We also discuss potential trade-offs between environmental sustainability and food production.

## **2. Materials and methods**

### **2.1. Impact assessment**

We used the EDEN-E tool (van der Werf *et al.*, 2009), based on LCA methodology, to evaluate the environmental interventions (i.e. resource extractions, pollutant emissions, and land use) and potential environmental impacts of dairy farms. The impacts assessed include climate change, eutrophication, acidification, terrestrial ecotoxicity, land occupation, and non-renewable energy use. Traditionally, LCA is a site- and time-independent tool that does not consider where and when environmental interventions take place, mainly because it is difficult to gather site-specific information for all sites included in an LCA (Finnveden et Nilsson, 2005). Site-dependence in EDEN-E was introduced by distinguishing “direct” (on the farm site) environmental interventions from “indirect” (associated with production and supply of inputs used on the farm) environmental interventions. The method thus distinguishes an “on-farm” component and an “off-farm” component for each impact considered. Potential impacts are expressed per each of 3 functional units: 1000 l of milk sold, 1 “global” hectare (ha) of land occupied (on- and off-farm), and 1000 euros of gross farm income.

In LCA, functional units address the primary functions fulfilled by a production system (Guinée, 2002); for EDEN-E, these functional units represent agricultural production, land use, and revenue generation, respectively. On-farm hectares correspond to a farm’s usable agricultural area, while off-farm hectares correspond to the estimated amount of land needed

to produce a farm's crop-based inputs (e.g. concentrated feed, fodder, bedding). For example, the area required to produce 1 kg of concentrated feed is a sum of the area necessary to produce the given quantity of each of its agricultural ingredients, which itself is a function of the ingredient's yield per ha and post-yield processing (e.g. soybean area divided between soybean oil and soybean meal). EDEN-E contains a questionnaire to collect data about farm inputs and outputs, housing and manure-management systems, manure application techniques, crops grown, and grazing and feeding strategies. Additional data comes from documents such as accounting or record books for fertilization, pest treatments, and milk production.

## **2.2. Selection of environmental impacts and their indicators**

We chose to focus on three major environmental impacts of dairy farms: climate change (CC), a global impact; water quality (WQ), a regional impact; and non-renewable energy use (NRE), a resource-depletion impact. For these impacts, societal objectives have been expressed in science-based policy documents, as detailed below. CC and WQ influence important ecosystem functions, such as climate regulation, water supply, and nutrient cycling (De Groot *et al.*, 2002). Although farming systems focus on transforming solar energy into biomass, they currently depend greatly on direct and indirect inputs of non-renewable energy. Depletion of non-renewable energy sources to a point that would restrict the supply of inputs therefore could have a dramatic impact on farming systems.

In this study, we focused exclusively on environmental impacts per ha of land. As mentioned, one implicit function of agricultural systems is land use via the occupation of surface area. Expressing impacts per ha rather than per unit mass of agricultural product better reflects the assumption that sustainability of agricultural systems depends upon the Earth's area-limited capacity to support their emissions and use of resources. Although production efficiency is an important goal of agriculture (Haas *et al.*, 2000), today agricultural production ultimately remains more limited by the surface area available than by production capacity.

CC is defined as "the impact of emissions on the radiation absorption of the atmosphere" (van der Werf *et al.*, 2009). Following the recommendations of other LCA studies (Guinée 2002), the indicator for a farm's global warming potential over a 100-year time horizon ( $GWP_{100}$ ) was calculated as its annual greenhouse-gas (GHG) emissions expressed in kg of carbon-dioxide ( $CO_2$ ) equivalents, based on the most recent characterization factors from the

Intergovernmental Panel on Climate Change (Forster *et al.*, 2007). NRE represents the annual quantity of non-renewable energy used by a farm, calculated in an indicator that sums in a single unit (GJ) the lower heating values of energy carriers used, all resources non renewable resources used at farm are considered (fuels, coal, gas, electricity). As explained in van der Werf *et al.* (2009), non-renewable energy use was calculated using lower heating values proposed in the cumulative energy demand method in the software SimaPro 7.1.8 (PRé Consultants, 2004), crude oil: 42.6 MJ/kg, natural gas: 35 MJ/m<sup>3</sup>, uranium: 451,000 MJ/kg, coal: 18 MJ/kg, lignite: 8 MJ/kg, natural gas from oil production: 40.9 MJ/m<sup>3</sup> For CC and NRE, both global concerns, we expressed impacts per “global” ha (on- and off-farm).

WQ focuses on nitrate emissions, calculated as an indicator of the annual quantity of nitrogen leached as nitrate (kg NO<sub>3</sub>-N) per ha of on-farm area (excluding off-farm area, since impacts of a farm’s nitrate emissions are more regional than global). We assumed that the annual quantity of nitrate-N that a farm leached into groundwater equaled its annual farm-gate N balance (i.e. input from atmospheric deposition, purchased feed, and fertilizers minus losses in crops and gaseous emissions).

### **2.3. Reference-value specification**

Environmental analyses often exclude setting indicator RVs, an important step (von Wieren-Lehr, 2001; Bockstaller *et al.*, 2008; Basset-Mens *et al.*, 2009). Among methods that include them, the FELSM method recommended setting criteria and threshold values (Smyth et Dumanski, 1993). Thresholds indicate points at which significant changes in a system may occur. More recently, authors have set RVs according to policy targets that describe a maximum critical flow (Frischknecht *et al.*, 2009) or to science-based objectives, both of which can demonstrate sustainability “gaps” (Ekins et Simon, 2001). The main concerns, however, remain how to estimate RVs and how to use them to identify and recommend changes that could move systems closer to sustainability.

The RVs we propose fall into two categories: “relative” and “normative”. Relative RVs are based on the average value of an indicator for a group, a region or industrial sector (at one point or over time), while normative RVs are based on target values and thresholds. Target values represent desirable conditions, while thresholds are minimum or maximum levels or ranges of acceptable values that should not be exceeded (van Cauwenbergh *et al.*, 2007). Thresholds also can be defined as values for which a minor quantitative variation would have relatively large effects on the qualitative state of the system.



Relative RVs are derived from indicator values of a given population (here, a set of farms) or from a sub-population (e.g. farms having lower impacts). In contrast, normative RVs are determined either based on scientific knowledge or government policies (which are expected to have a scientific basis) or derived from values for pristine nature, a past state, or the current natural environment.

We set relative and normative RVs for the three impacts considered in this study. We defined relative RVs as the lower quartile of GHG emissions (CCrel), nitrate emissions (WQrel), and non-renewable energy use (NRErel) of a sample of farms for CC, WQ, and NRE impacts, respectively. Lower quartile values are familiar to farmers because extension personnel use them to define target values for technical parameters (e.g. animal growth rate, crop yield) (Ondersteijn *et al.*, 2002). In contrast, we based normative RVs on several science- and policy-based sources, sometimes resulting in several RVs for the same impact, as described below.

The detailed calculation of RV is given on appendix of this chapter (in French).

- ***Climate change***

For CC, two normative RVs were based on EU commitments (EESC, 2009), in which France pledged to reduce its total GHG emissions by 20% by 2020 (CC20) and by 50% by 2050 (CC50). We calculated the value of these normative RVs by subtracting the percentage decrease in total or gas-specific emissions from the mean annual GHG emissions of the sample of dairy farms under consideration (Table 3.1).

- ***Water quality***

The impact of water quality on human and ecosystem health is a function of its nitrate concentration, among other characteristics (WHO, 2007). In Brittany, nitrate emissions to surface water can render drinking water non-potable (Merot *et al.*, 2009). and, once transferred to rivers, cause significant coastal eutrophication (Ménèsguen, 2003). The EU's Drinking Water Abstraction Directive (EC, 1975) and Nitrates Directive (EC, 1991) recommend a surface-water nitrate concentration less than or equal to 25 mg NO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup> and mandate a maximum concentration of 50 mg NO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup>, which we adopted as two normative RVs (WQ25 and WQ50, respectively). We based a third normative RV, focused on ecosystem health, on research by Ménèsguen (2003) in Lannion Bay, one of the sites most affected by coastal algal blooms in Brittany, where greatly reducing algal blooms would require a maximum concentration of 10 mg NO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup> in surface waters (WQ10).

Transforming these limits of nitrate concentration in regional surface waters into per-hectare RVs of farm nitrate losses first required considering the influence of wetlands and non-agricultural land uses. At watershed scales and above, wetland denitrification can decrease nitrate concentrations by approximately  $1 \text{ mg l}^{-1}$  per percent of wetland surface present (Montreuil et Merot, 2006)(P. Merot, pers. comm.). In Brittany, wetlands represent 10% of the surface area. Next, we assumed that 20% of Brittany's surface area does not leach nitrates (e.g. forest-covered land; arable land not used); thus, water flowing from this area would dilute surface-water nitrate concentrations (P. Durand, pers. comm.). Consequently, the three nitrate concentration limits were increased by  $10 \text{ mg l}^{-1}$  to account for eventual wetland denitrification, then divided by 0.8 to estimate nitrate limits on agricultural land. To estimate the per-hectare amount of farm nitrate leaching necessary to reach these nitrate concentration limits, we reversed a method proposed by Payraudeau *et al.* (2006) that estimated the mean annual nitrate concentration of water draining from agricultural fields in Brittany as a function of annual effective rainfall (precipitation minus evapotranspiration) and farm nitrate leaching (which we assumed equaled farm-gate N balance). Based on these assumptions, nitrate concentrations of 50, 25 and  $10 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$  for normative RVs corresponded to 64.3, 37.5, and 21.5 kg of nitrate-N leached per on-farm ha, respectively (Table 3.1).

### • **Non-renewable energy use**

The EU proposed a target of 20% of gross inland energy consumption coming from renewable sources by 2020 (EC, 2006) to reduce GHG emissions and slow climate change. In consequence, we estimated a normative RV (NRE20) equal to 80% of the mean annual non-renewable energy use of the sample of dairy farms under consideration (Table 3.1).

**Table 3.1. Mean impact values (and CV) for the 45 dairy farms and relative and normative reference values (RVs). Normative RVs for climate change: CC20, CC50. Normative RVs for water quality: WQ50, WQ25, WQ10. Normative RV for non-renewable energy use: NRE20**

	Unit	Mean	Relative RV (lower quartile)	Normative RV		
				CC20	CC50	
Climate change <sup>a</sup>	kg CO <sub>2</sub> -eq. ha <sup>-1</sup>	6107 (18%)	5244	4885	3053	
Water quality <sup>b</sup>	kg N-NO <sub>3</sub> ha <sup>-1</sup>	68.6 (56%)	39.0	WQ50 64.3	WQ25 34.5	WQ10 21.5
Non-renewable energy use <sup>a</sup>	GJ ha <sup>-1</sup>	18 (21%)	16.2	NRE20 14.4	-	-

<sup>a</sup> per on- and off-farm hectare

<sup>b</sup> per on-farm hectare

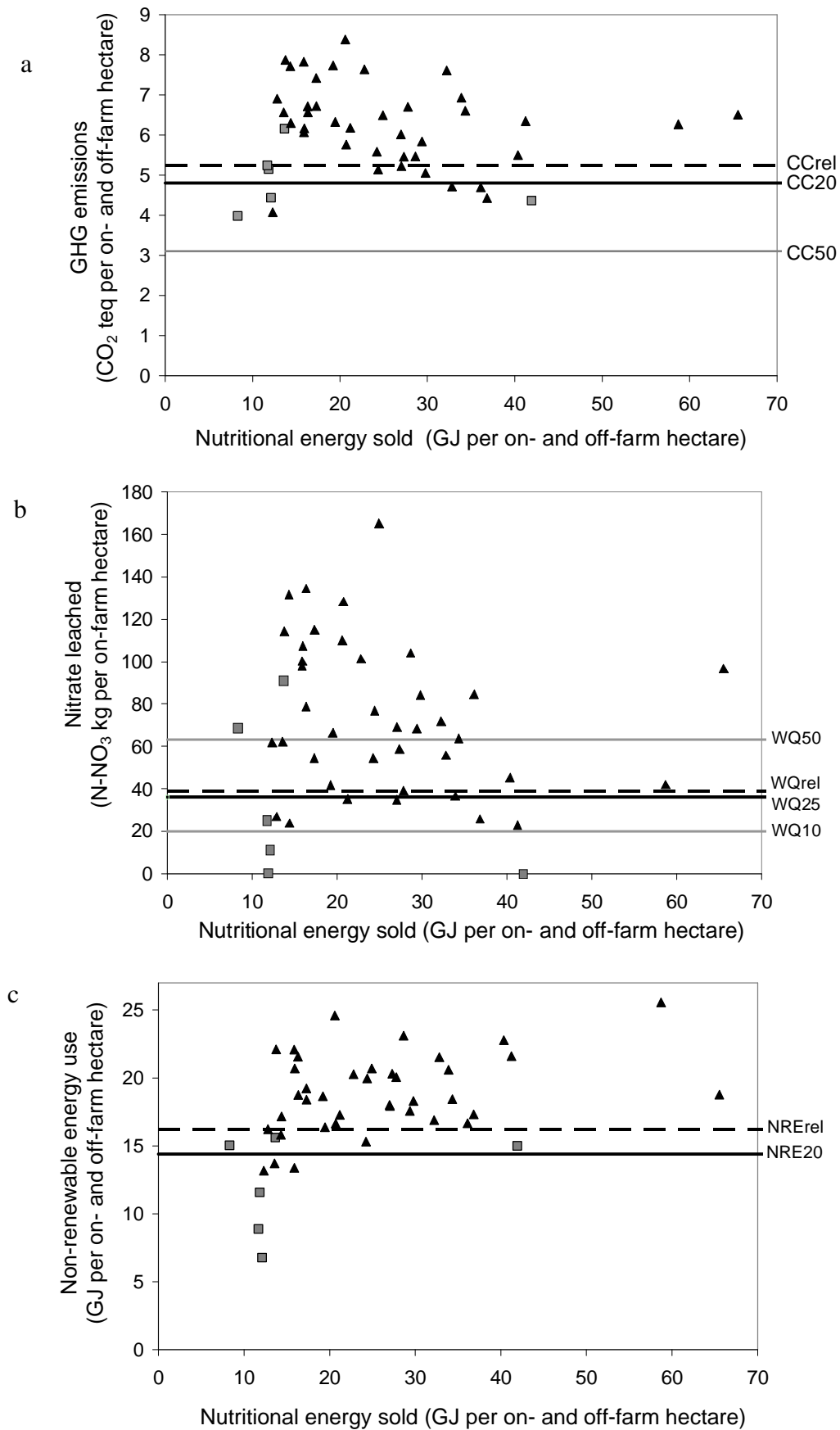
## 2.4. Application to dairy farms

We calculated RVs for this study based on the estimated emissions and non-renewable energy use of 45 dairy farms in Brittany. The 39 conventional and 6 organic farms belong to the ETRE and BIO dairy-farm networks in Brittany, respectively, which consist of farms selected for above-average economic performance. These networks aim to share the data necessary to analyze and characterize the functioning and management of these farms and draw lessons for economically challenged dairy farms (F. Roger, pers. comm.). These farms represent a subset of the 47 farms analyzed in van der Werf et al. (2009) for which sufficient data were available regarding crop rotations, land use for animal and crop production, and quantities of crops sold. From these data we calculated the nutritional energy and protein content of the plant and animal products sold by each farm (Souci *et al.*, 2000; Sauvant *et al.*, 2004), expressed per hectare of on- and off-farm area occupied.

For each impact category and RV, we placed farms into two groups: those whose potential impact per hectare exceeded the RV (“above”) and those for which it did not (“below”). Results of this step led us to continue the analysis with only the most severe RV for each impact category for which at least 6 farms qualified: CC20, WQ25, and NRE20. We calculated and compared mean characteristics, inputs, outputs, and potential impacts for each group, identifying significant ( $p < 0.05$ ) differences with the non-parametric Mann-Whitney test.

## 3. Results

Variability among farms was large for the impacts considered and for nutritional energy production, with coefficients of variation ranging from 18% for CC to 56% for WQ (Table 3.1, Fig. 3.1). GHG emissions per hectare (on- and off-farm) varied from 3979-8380 kg CO<sub>2</sub> eq., N-NO<sub>3</sub> emissions per on-farm hectare varied from 0-165 kg, NRE per hectare (on- and off-farm) varied from 6.7-25.6 GJ, and nutritional energy production per hectare (on- and off-farm) varied from 8.3-65.5 GJ (Fig. 3.1). Organic farms had lower mean impacts and nutritional energy production than conventional farms (Fig. 3.1).



**Figure 3.1.** Relative (dashed lines) and normative (solid lines) reference values (RVs) superimposed on estimates from the 45-farm sample of organic (squares) and conventional (triangles) dairy farms for (a) greenhouse gas emissions, (b) nitrates leached, and (c) non-renewable energy use, all expressed by nutritional energy sold

Values for the three impacts were significantly but weakly correlated with each other ( $r^2 = 0.13$  to  $0.19$ ), while total protein and nutritional energy production each were significantly but weakly correlated with NRE ( $r^2 = 0.14$  and  $0.18$ , respectively). The strongest correlation observed ( $r^2 = 0.49$ ) was that between NRE and total protein production.

By definition (i.e. lower quartile of the population), 11 farms were below each of the relative RVs (Fig. 3.1). For normative RVs, 7 farms were below CC20, while none was below CC50. For WQ, 22 farms were below WQ50, 11 below WQ25, and 3 below WQ10. For NRE, 6 farms were below NRE20 (Table 3.2).

Compared to farm groups above the normative RVs CC20, WQ25, and NRE20, groups below each of them had a higher percentage of organic farms, larger mean usable agricultural areas (UAAs), longer mean pasture residence time, and usually a lower input level, especially of concentrate feed and nitrogen (Table 3.3). The mean percentage of fodder crops and grass area (FCGA) in the UAA was significantly larger for the group below NRE20, whereas the percentage of silage maize area in the FCGA was significantly smaller for this group (Table 3.3). The contribution of animal products to total nutritional energy produced per ha varied from 19-100%, with total nutritional energy decreasing exponentially as the fraction provided by animal products increased (Fig. 3.2).

**Table 3.2. Number of farms in a sample of 45 below relative and normative reference values for climate change (CC), water quality (WQ), and non-renewable energy use (NRE) impacts**

Farms	Climate change <sup>a</sup>			Water quality <sup>b</sup>				NR energy use <sup>a</sup>	
	CCrel	CC20	CC50	WQrel	WQ50	WQ25	WQ10	NRErel	NRE20
Organic	4	4	-	4	4	4	3	6	3
Conventional	7	3	-	7	18	7	-	5	3
Total	11	7	-	11	22	11	3	11	6

<sup>a</sup> per on- and off-farm hectare

<sup>b</sup> per on-farm hectare

A farm group below a given RV tended to have lower mean milk production per cow and per ha; consequently, it produced significantly less mean nutritional energy per hectare from animal products than the group above the same RV, but only the group below CC20 produced significantly less protein per ha from animal products (Table 3.4). As for mean total nutritional energy and protein, only the group below NRE20 produced significantly less than the group above it, due to its near-zero mean production of plant products (Table 3.4). Farms

below WQ25 and CC20 were found across the range of animal-product share in total nutritional energy produced, whereas, as mentioned, farms below NRE20 produced almost exclusively animal products (Fig. 3.2).

**Table 3.3. Annual mean values of characteristics of the 45 farms (All) and subgroups whose impacts were below or above reference values for climate change (CC20), water quality (WQ25), and non-renewable energy use (NRE20). Differences between farms below or above reference values are significant at  $p < 0.05$  (\*)**

Characteristic	Unit	All	CC20		WQ25		NRE20	
			Below	Above	Below	Above	Below	Above
Number of farms		45	7	38	11	34	6	39
Percentage organic farms	%	13	57*	8	36*	6	50*	8
Useable Agricultural Area (UAA)	ha	60	74*	57	68*	57	69*	59
Off-farm Area	ha	8	7	8	4*	10	6	8
On and Off-farm Area	ha	68	81*	65	72	67	75*	67
Fodder Crop and Grass Area (FCGA)	ha	46	55	44	49	45	63*	43
FCGA in UAA	%	77	74	77	72	80	91*	73
Silage maize area in FCGA	%	26	20	28	21	28	10*	29
Stocking density in FCGA	LU <sup>a</sup> ha <sup>-1</sup>	1.45	1.34	1.47	1.48	1.44	1.21*	1.49
Pasture residence time <sup>b</sup>	days	205	225	202	215	202	233*	201
Concentrate feed use per cow	kg	691	533	720	461*	765	429*	731
Total N input per UAA	kg ha <sup>-1</sup>	143	107*	149	90*	160	92*	151
N balance surplus	kg ha <sup>-1</sup>	83	48*	89	33*	99	53*	87
Diesel use per UAA	kg ha <sup>-1</sup>	100	79	104	106	98	65*	106
Electricity use per UAA	kWh ha <sup>-1</sup>	333	342	331	221*	370	235*	348

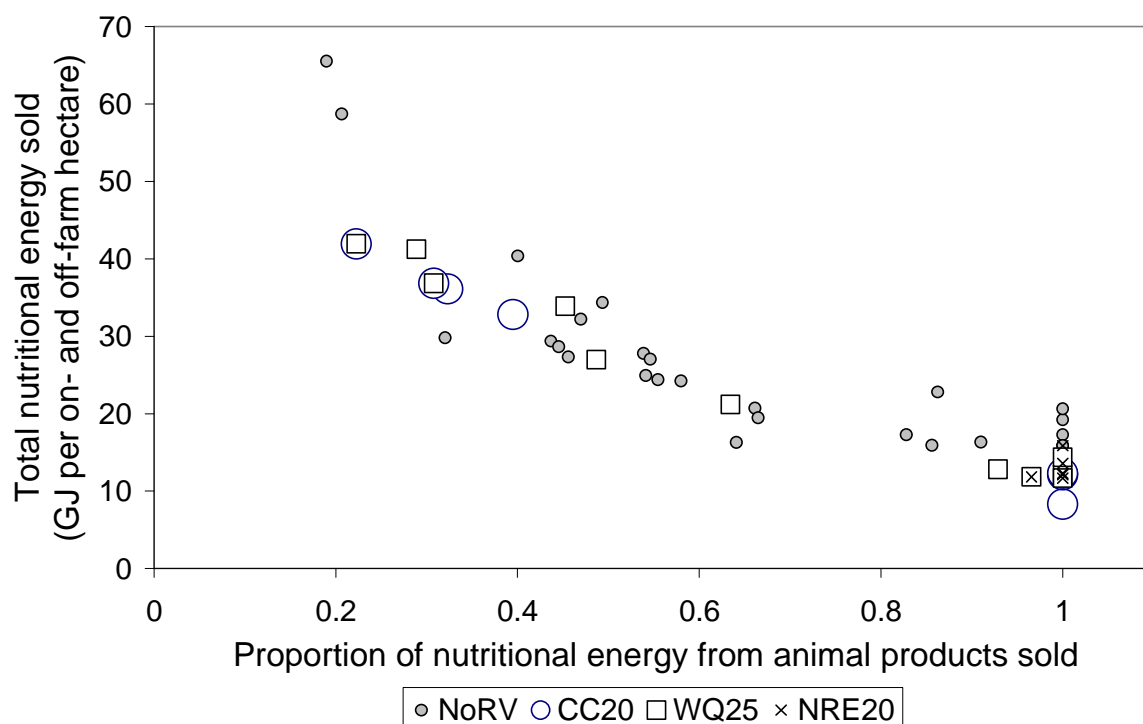
<sup>a</sup> LU: French Livestock Unit (OJFR, 2000)

<sup>b</sup> Pasture residence time per day with at least 8 hours of pasture, summed and converted to days

**Table 3.4. Annual mean production values per hectare of on- and off-farm area for all farms (All) and subgroups whose impacts were below or above reference values for climate change (CC20), water quality (WQ25), and non-renewable energy use (NRE20). Differences between farms below or above reference values are significant at  $p < 0.05$  (\*)**

Products	Unit	All	CC20		WQ25		NRE20	
			Below	Above	Below	Above	Below	Above
Milk production <sup>a</sup>	kg cow <sup>-1</sup>	7391	6814	7498	6515*	7675	6628*	7509
Milk production <sup>a</sup>	kg ha <sup>-1</sup>	4578	3658*	4748	4091*	4736	4224	4633
Total nutritional energy (NE)	GJ ha <sup>-1</sup>	24.5	25.8	24.2	24.1	24.6	12.9*	26.3
Animal-product NE	GJ ha <sup>-1</sup>	13.7	11.1*	14.2	12.4*	14.1	12.8*	13.8
Plant-product NE	GJ ha <sup>-1</sup>	10.8	14.6	10.1	11.7	10.5	0.1*	12.4
Animal products in total NE	%	68	61	69	66	69	99*	63
Total protein	kg ha <sup>-1</sup>	253	259	252	249	254	149*	269
Animal-product protein	kg ha <sup>-1</sup>	158	130*	163	144	163	148	160
Plant-product protein	kg ha <sup>-1</sup>	107	143*	101	114*	105	1*	124
Animal products in total protein	%	72	65	73	70	73	99*	68

<sup>a</sup> fat- and protein-corrected milk, i.e.,  $0.337 + 0.116 \times \text{fat} + 0.06 \times \text{protein} \times \text{kg milk produced}$  (Thomassen and de Boer 2005)



**Figure 3.2. Distribution of farms according to the proportion of total nutritional energy sold that came from animal products (milk and meat). Circles, squares, and crosses represent farms below the climate change (CC), water quality (WQ), and non-renewable energy use (NRE) reference values (RVs), respectively, while black dots represent farms above all 3 RVs. Certain farms are represented by two symbols.**

Nearly all groups below a given RV had significantly lower mean CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, and total GHG emissions than the group above the corresponding RV (Table 3.5). The difference in mean total GHG emissions between groups below and above a given RV was largest for CC20 (2039 kg CO<sub>2</sub>-eq. ha<sup>-1</sup>), mainly due to the difference in mean CH<sub>4</sub> emission. For WQ25, lower (but non-significant) GHG emissions resulted mainly from significantly lower mean emission of N<sub>2</sub>O, whereas for NRE20 they resulted from significantly lower mean emissions of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O. The difference in nitrate leached between groups below and above a given RV was larger for WQ25 (61.6 kg ha<sup>-1</sup>) than for CC20 (29.2 kg ha<sup>-1</sup>) or NRE20 (29 kg ha<sup>-1</sup>). The difference in NRE between groups below and above a given RV was larger for NRE20 (7.7 GJ ha<sup>-1</sup>) than for CC20 (3.5 GJ ha<sup>-1</sup>) or WQ25 (3.3 GJ ha<sup>-1</sup>) (Table 3.5).

**Table 3.5. Estimated annual mean greenhouse gas emissions, nitrate leached, and energy use per hectare for the 45 farms (All) and subgroups whose impacts were below or above reference values for climate change (CC20), water quality (WQ25), and non-renewable energy use (NRE20). Differences between farms below or above reference values are significant at  $p < 0.05$  (\*)**

Emission/Impact	Unit	All	CC20		WQ25		NRE20	
			Below	Above	Below	Above	Below	Above
CO <sub>2</sub> emission <sup>a</sup>	kg CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup>	899	723*	932	782*	937	538*	955
N <sub>2</sub> O emission <sup>a</sup>	kg CO <sub>2</sub> -eq. ha <sup>-1</sup>	1842	1335*	1935	1528*	1943	1448*	1902
CH <sub>4</sub> emission <sup>a</sup>	kg CO <sub>2</sub> -eq. ha <sup>-1</sup>	3366	2327*	3557	3352	3370	3268	3381
Climate change <sup>a</sup>	kg CO <sub>2</sub> -eq. ha <sup>-1</sup>	6107	4385*	6424	5662	6250	5254*	6238
Nitrate leached <sup>b</sup>	kg N-NO <sub>3</sub> ha <sup>-1</sup>	68.6	43.9*	73.1	22.1*	83.7	43.5*	72.5
Non-renewable energy use <sup>a</sup>	GJ ha <sup>-1</sup>	18.0	15.1*	18.6	1.5*	18.8	11.3	19.0

<sup>a</sup> per on- and off-farm hectare

<sup>b</sup> per on-farm hectare

## 4. Discussion

### 4.1. Correlations among impacts and production

The significant correlation between each pair of impacts indicates the existence of a positive relation between them (i.e. lower impacts in one category did not necessarily come at the cost of higher impacts in another category), but their low strength reflects the high inter-farm variability. In contrast, the relatively strong correlation between NRE and total protein



production indicates the high dependence of food production on external fossil-energy inputs (diesel, machinery, and fertilizers).

## **4.2. Differences between farm groups**

Groups of farms below RVs used fewer inputs per unit area, resulting in less undesired output (GHGs, nitrate); however, the group below NRE20 also produced significantly less food per unit area. These farms (half of them organic), with the longest pasture residence time, the lowest stocking density, the lowest concentrate feed use per cow, and the lowest diesel use per hectare of UAA, focused fully on low-input grazing-based milk production, thereby producing significantly less nutritional energy and protein per hectare due to the lack of crop production.

Attaining the WQ25 RV was a feasible objective for organic (4 out of 11) and conventional farms (7 out of 11), since a small surplus N balance, important for ensuring sufficient N availability for crops, was conserved. These farms have the lowest off-farm area used, and a relatively low proportion (70%) of protein produced from animal products. In French dairy systems a part of this reduction can be reached without major changes, by optimizing feed strategies and pasture management or reducing stocking rates (Chambaut *et al.*, 2003).

Farms below the CC20 RV produced significantly less nutritional energy and proteins from animal products, and more from plant products than the farms above this RV. The CC20 RV was attained mainly by organic systems (4 out of 7) but also by some highly intensive conventional systems. For the organic systems, lower emissions per hectare were explained by their larger size and relatively low use of inputs. For intensive conventional systems, it was closely linked to increased milk production per cow, which can reduce GHG emissions by producing the same quantity of milk with fewer cows (Casey et Holden, 2005).

## **4.3. Defining reference values**

Fortunately, legislative norms and policy objectives were available to help define normative RVs. The difference in the dates of origin of these objectives reflects longstanding concern over WQ and more recent worries about CC. For simplicity, we assumed a reduction target of the normative RVs for dairy farms equal to the overall reduction target (e.g. 20% fewer GHG emissions by 2020). One can, however, define RVs based on sector-specific targets, which may require, for example, the transportation sector of an economy to reduce emissions or

energy use more than the agricultural sector. Interestingly, the two strictest WQ RVs (WQ25 and WQ10) represented relative reductions (56 and 69%, respectively) similar to that for the strictest CC RV, CC50 (50%). Despite this relative similarity, no farms attained CC50, while three farms (all organic) attained WQ10, due not only to the lower variability of CC than WQ impacts, which reflects the greater difficulty in reducing GHG emissions on farms than nitrogen losses. Although the relatively modest reduction (20%) of the NRE normative RV (NRE20) placed it within reach for six farms, farms that attained it produced hardly any plant products, unlike those that attained other RVs. This might be explained by the important use of energy during crop growing processes on-farm and the important demand of energy to produce inputs as fertilizers off-farm.

The fact that dairy farms in the sample had above-average economic performance (implying better farm management) suggests that our relative RVs may be lower than those that would be calculated for a larger, more representative sample of French dairy farms. In addition, the ratio of organic to conventional farms in the sample 6 out of 39 (15%) is larger than that found among all dairy farms in Brittany (2%), which may have influenced the values of relative and certain normative RVs. Also, our normative RVs for CC and NRE were not independent of the values in the farm sample. Thus, given the influence of sample means on RVs, it appears more appropriate to calculate them using larger and more representative sample sizes, such as region- or country-level means of a given type of farm.

More accurate RVs may be established by fate modeling, especially for regional impacts such as water quality, where landscape plays an important role. All hypotheses and assumptions made to define a RV must be explained clearly to refine RVs in the future. Developing RVs based on ecological thresholds could be an interesting future goal (Groffman et al. 2006). Priority should be given to normative RVs when enough data exist to set them. Multiple RVs are consistent with multiple sources of knowledge but also with graduated stages toward sustainability goals. Fricker (1998) and Fischer et al. (2007) introduced a temporal scale to attain sustainability that varies over time. Thus, while we have objectives to attain in the next 20 years, we should keep in mind objectives needed to maintain sustainability in 50 or 100 years. Reaching long-term objectives may require more drastic changes in farming systems and society than reaching short- or medium-term objectives.

Other, more ambitious goals could be used to define normative reference values. An earlier French objective, suggested by a workshop of experts from several fields (academia, industry, NGOs), aimed to reduce GHG emissions by 75% by 2050 (De Boissieu, 2006). This goal, however, does not consider what proportion of the overall reduction should come from reducing emissions of each of the three main GHGs (methane (CH<sub>4</sub>), nitrous oxide (N<sub>2</sub>O), and CO<sub>2</sub>). In contrast, Anderson and Bows (2008) argue that, specifically, CO<sub>2</sub> emissions from fossil-energy use and deforestation should be eliminated to avoid dangerous climate change (i.e. increasing mean global temperature >2°C). Since emissions of the other two GHGs (CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O) are associated with agriculture (and therefore impossible to eliminate), they proposed reducing them by 50% by 2050 (Anderson and Bows 2008). Dairy systems evaluated in our study, however, could reduce, but not halve, their CH<sub>4</sub> emissions if they want to maintain the same milk-production level.

#### **4.4. Applying reference values**

Relative RVs may be easier to implement in policies because farmers may prefer being evaluated in relation to their current performance and that of their peers. They also may prefer, however, to be evaluated according to RVs for their mode of production (e.g. organic). For example, conventional farmers may balk at RVs that were calculated with emission values per hectare from organic farms. Similarly, pig farmers may not wish to follow the same RVs as dairy farmers, and vice-versa. Complicating things further, the number and type of farms in a given area (e.g. watershed) may influence the RV that each of them has to follow (e.g. areas with more forest, areas with more pig farmers). Plus, when farm-site characteristics such as groundwater depth or climate influence local impacts, farmers may call for methods of RV calculation that explicitly consider these site characteristics.

#### **4.5. Sustainable agricultural systems and food production**

There is no single path to sustainability of any farm type. Analysis of technical and management changes is an important step toward sustainable systems (von Wiren-Lehr 2001). The characteristics of low-impact dairy farms identified in this study (low energy and N input for organic systems, high milk production per cow for intensive conventional systems) could

be adopted by other dairy farms to reduce the potential CC and WQ impacts of milk production without necessarily decreasing the total amount of nutritional energy or protein produced. Other management options for decreasing CC and WQ impacts exist, however, such as producing more total nutritional energy by decreasing milk production and increasing crop production for human consumption. As our results indicated, however, reducing NRE while maintaining milk- and especially crop-production levels is more difficult due to the relatively strong correlation between farm inputs and productivity.

Expressing farm production by total nutritional energy considers all farm products and responds to the desire to connect agricultural research with nutritional sciences (Welch et al., 1999; Smil, 2002; Kratochvil *et al.*, 2004; Peters *et al.*, 2007) especially now that climate change threatens the ability to feed an increasing population with limited natural resources. According to our results, management options that would decrease milk production in favor of crop production would not require a major transformation of systems for dairy farms that already produce and sell crops. Alternative production scenarios may be more limited for pasture-based dairy farms that have no crop production. These farms may explore other options, such as optimizing pasture management and continuing to reduce inputs.

Currently, reconciling human food security and environmental sustainability may depend on the ability to adapt farming systems to produce the same amount of nutritional energy with a larger proportion of crops and less animal production. In environmental assessment, quantifying nutritional energy and having the surface area used (on- and off-farm) as the unit of environmental assessment help identify low-impact farms without focusing on a particular agricultural product. This is especially important for farming systems that produce several products (e.g. milk, meat, crops).

Per-hectare RVs can supply complementary information to stakeholders involved in environmental assessment of agricultural products. Currently, many countries are in the process of placing carbon labels on their agricultural products. Because carbon labels express CC impacts per unit of mass, potentially favoring highly productive systems, the impact-per-area approach of defining low-impact systems that RVs provide may serve as an appropriate complement.

## **5. Conclusion**

RVs are an attempt to measure environmental sustainability by accounting for environmental requirements and selecting systems that respect those requirements, in contrast to current evaluation methods, which merely identify systems that pollute less. RVs are a useful approach to quantify and represent how far systems may lie from sustainability policies, regulations, or goals. They can be used in an iterative process to guide farming systems to environmental sustainability. RVs can be used at the farm scale as demonstrated in this paper; they can also be used at a regional scale to explore scenarios of sustainable development.

The use of RVs has several advantages: it (i) clearly expresses which sustainability objectives have been chosen, (ii) quantifies the conceptual “distance” between current systems and those objectives, (iii) identifies technical and management practices to improve in existing systems, and (iv) works with common existing indicators to make sustainability a more concrete concept.

Reconciling human food security and environmental sustainability may depend on the ability to adapt farming systems to produce the same amount of nutritional energy with a larger proportion of crop products and less animal products.

## **Acknowledgements**

This research is supported by the French National Research Agency, SPA/DD project “Animal Production Systems and Sustainable Development” (ANR-06-PADD-017).

## References

- Anderson, K., Bows, A. 2008. Reframing the climate change challenge in light of post-2000 emission trends. *Philosophical transactions of the Royal Society A* Available at Web Site: <http://rsta.royalsocietypublishing.org/content/366/1882/3863.full.pdf+html> (Verified 13 November 2009).
- Basset-Mens, C., Small, B., Paragahawewa, U.H., Lagevin, B., Blackett, P. 2009. Life cycle thinking and sustainable food production. *International Journal of Product Lifecycle Management* 4 (1-3): 252-269.
- Bastian, O., Corti, C., Lebboroni, M. 2007. Determining environmental minimum requirements for functions provided by agro-ecosystems. *Agronomy for Sustainable Development* 27 (4): 279-291.
- Bockstaller, C., Guichard, L., Makowski, D., Aveline, A., Girardin, P., Plantureux, S. 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 28 (1): 139-149.
- Bosshard, A. 2000. A methodology and terminology of sustainability assessment and its perspectives for rural planning. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 77 (1-2): 29-41.
- Brink, P.t., Miller, C., Kettunen, M., Ramsak, K., Farmer, A., Hjerp, P., Anderson, J. 2008. Critical thresholds, evaluation and regional development. *European Environment* 18 (2): 81-95.
- Casey, J.W., Holden, N.M. 2005. The Relationship between Greenhouse Gas Emissions and the Intensity of Milk production in Ireland. *Journal of Environmental Quality* 34 (2): 429-436.
- Chambaut, H., Le Gall, A., Pflimlin, A., Ménard, J.L. 2003. Maîtrise des pollutions azotées en élevage bovin (In French). *Rencontres recherche ruminants*. 10: 403-410.
- De Boissieu, C. 2006. Division par quatre des émissions de gaz à effet de serre de la France à l'horizon 2050 (In French). *La documentation Française*, Paris, France, pp. 142.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41 (3): 393-408.
- EC (Council of the European Communities), 1975. Council Directive 75/440/EEC of 16 June 1975 concerning the quality required of surface water intended for the abstraction of drinking water in the Member States. Brussels, Belgium.

- EC (Council of the European Communities), 1991. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources L 375 31. Brussels, Belgium.
- EC (Council of the European Communities), 2006. Communication from the commission to the council and the European Parliament. Renewable Energy Road Map. Renewable energies in the 21st century: building a more sustainable future. COM(2006) 848. Brussels, Belgium.
- EESC (European Economic and Social Committee), 2009. Opinion of the European Economic and Social Committee of 17 september 2009 on 'Climate Change International Negotiations'. 2009/C77/19. Brussels, Belgium.
- Ekins, P., Simon, S. 2001. Estimating sustainability gaps: methods and preliminary applications for the UK and the Netherlands. *Ecological Economics* 37 (1): 5-22.
- FAO (Food and Agriculture Organization of United Nations), 2007. Agriculture key player to stop degradation of vital ecosystems. FAO Newsroom 18/03/2008. Rome, Italy.
- Finnveden, G., Nilsson, M. 2005. Site-dependent Life-Cycle Impact Assessment in Sweden. Springer Berlin / Heidelberg, pp. 235-239.
- Fischer, J., Manning, A.D., Steffen, W., Rose, D.B., Daniell, K., Felton, A., Garnett, S., Gilna, B., Heinsohn, R., Lindenmayer, D.B., MacDonald, B., Mills, F., Newell, B., Reid, J., Robin, L., Sherren, K., Wade, A. 2007. Mind the sustainability gap. *Trends in Ecology & Evolution* 22 (12): 621-624.
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., M., S., Van Dorland, R. (Eds.). 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Fricker, A. 1998. Measuring up to sustainability. *Futures* 30 (4): 367-375.
- Frischknecht, R., Steiner, R., Jungbluth, N. 2009. Swiss Ecological Scarcity Method: The New Version 2006. A method for impact assessment in LCA. Federal Office for the Environment, Bern, Switzerland.
- Goeminne, G., Paredis, E. 2009. The concept of ecological debt: some steps towards an enriched sustainability paradigm. *Environment, Development and Sustainability*: 1-22.
- Groffman, P., Baron, J., Blett, T., Gold, A., Goodman, I., Gunderson, L., Levinson, B., Palmer, M., Paerl, H., Peterson, G., Poff, N., Rejeski, D., Reynolds, J., Turner, M.,

- Weathers, K., Wiens, J. 2006. Ecological Thresholds: The Key to Successful Environmental Management or an Important Concept with No Practical Application? *Ecosystems* 9 (1): 1-13.
- Guinée, J. 2002. Handbook on Life cycle assessment Operational guide to the ISO standards. kluwer academic publishers, Dordrecht, Netherlands, pp. 692.
- Haas, G., Wetterich, F., Geier, U. 2000. Life cycle assessment framework in agriculture on the farm level. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5 (6): 345-348.
- Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P. 2005. Analyse du cycle de vie. Comprendre et réaliser un écobilan. Lausanne, Switzerland, pp. 242.
- Kratochvil, R., Kaltenecker, M., Freyer, B. 2004. The ability of organic farming to nourish the Austrian people: an empirical study in the region Mostviertel-Eisenwurzen (A). *Renewable Agriculture and Food Systems* 19 (01): 47-56.
- Mebratu, D. 1998. Sustainability and sustainable development: Historical and conceptual review. *Environmental Impact Assessment Review* 18 (6): 493-520.
- Ménèsquen, A. 2003. Les Marées vertes en Bretagne, la responsabilité du nitrate (In French). French Research Institute for Exploitation of the Sea, Plouzané, France, pp. 11.
- Merot, P., Aurousseau, P., Gascuel-Odoux, C., Durand, P. 2009. Innovative assessment tools to improve water quality and watershed management in farming areas *Integrated Environmental Assessment and Management* 5 (1): 158-166.
- Montreuil, O., Merot, P. 2006. Nitrogen Removal in Valley Bottom Wetlands: Assessment in Headwater Catchments Distributed throughout a Large Basin. *Journal of Environmental Quality* 35 (6): 2113-2122.
- OJFR (Ministry of Ecology Energy Sustainable Development and Town and Country Planning), 2000. Appendix I: Tableau des coefficients spécifique de pollution pour l'estimation forfaitaire (In French). Arrêté du 28/10/75. Paris, France.
- Ondersteijn, C.J.M., Harsh, G.W.J., Beldman, A.C.G., Huirne, R. 2002. Management strategies on Dutch dairy farms to meet environmental regulations; a multi-case study. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 50: 47-65.
- Payraudeau, S., van der Werf, H.M.G. 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107 (1): 1-19.
- Payraudeau, S., van der Werf, H.M.G., Vertès, F. 2006. Evaluation of an operational method for the estimation of emissions of nitrogen compounds for a group of farms. *International Journal of Agricultural Resources Governance and Ecology* 5 (2-3): 224-246.



- Peters, C.J., Wilkins, J.L., Fick, G.W. 2007. Testing a complete-diet model for estimating the land resource requirements of food consumption and agricultural carrying capacity: The New York State example. *Renewable Agriculture and Food Systems* 22 (02): 145-153.
- Sauvant, D., Perez, J.-M., Tran, G. 2004. Tables de composition et de valeur nutritive des matières premières destinées aux animaux d'élevage (In French). INRA-AFZ, Paris, France, pp. 301.
- Smil, V. 2002. Nitrogen and Food Production: Proteins for Human Diets. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31 (2): 126-131.
- Smyth, A.J., Dumanski, J. 1993. FESLM: an international framework for evaluating sustainable land management. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/docrep/T1079E/T1079E00.htm>.
- Souci, S., Scherz, H., Fachmann, W., Kraut, H., Senser, F. 2000. Food composition and nutrition tables. CRC Press, Bonn, Germany, pp. 1182
- van Cauwenbergh, N., Biala, K., Bielders, C., Brouckaert, V., Franchois, L., Garcia Ciudad, V., Hermy, M., Mathijs, E., Muys, B., Reijnders, J., Sauvenier, X., Valckx, J., Vanclooster, M., Van der Veken, B., Wauters, E., Peeters, A. 2007. SAFE--A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120 (2-4): 229-242.
- van der Werf, H.M.G., Kanyarushoki, C., Corson, M.S. 2009. An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management* 90 (11): 3643-3652.
- van der Werf, H.M.G., Petit, J. 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture Ecosystems & Environment* 93 (1-3): 131-145.
- von Wiren-Lehr, S. 2001. Sustainability in agriculture - an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 84 (2): 115-129.
- WCED. 1987. Our common future. General assembly. World Commission on Environment and Development. United Nations, Nairobi, Kenya, pp. 318.
- Welch, R.M., Graham, R.D. 1999. A new paradigm for world agriculture: meeting human needs: Productive, sustainable, nutritious. *Field Crops Research* 60 (1-2): 1-10.
- WHO (World Health Organization), 2007. Nitrate and nitrite in drinking-water. Background document for development of Guidelines for Drinking-water Quality. WHO/SDE/WSH/07.01/16. Geneva, Switzerland.



## **Annexe 1. Définition et quantification des valeurs de référence**

Les VR servent à donner une utilisation/émission maximale à ne pas dépasser pour conserver les fonctions écosystémiques et conserver le CNC. Comme mentionné dans le chapitre 2, il y a deux types de VR. Les VR normatives (VRN) qui proviennent des sources externes au système. Ce sont valeurs cibles (objectifs de réduction ou d'augmentation) à atteindre. Les sources de ces objectifs sont les connaissances et recommandations scientifiques. Les VR relatives (VRR) définies pour les exploitations laitières en Bretagne dans le chapitre 3, proviennent des systèmes les plus performants de l'échantillon. Dans cette démarche la VRR correspond à la valeur de l'indicateur séparant le meilleur quart des exploitations du reste de la population (soit la valeur du 1<sup>er</sup> quartile de l'indicateur).

Les VR normatives utilisées pour cette étude ont été définies par impact. Leur source et calcul sont expliqués dans les paragraphes suivants.

### ***Changement climatique***

Entre 1970 et 2004, les émissions mondiales de gaz à effet de serre (GES) imputables aux activités humaines ont augmenté de 70 % et les rejets annuels de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), le principal gaz à effet de serre anthropique (77 % des émissions totales de GES anthropiques en 2004), sont passés de 21 à 38 gigatonnes, soit une progression d'environ 80 % (IPCC, 2007). Selon le IPCC (2007), le réchauffement du système climatique est sans équivoque. Onze des douze dernières années (1995–2006) figurent parmi les douze années les plus chaudes depuis 1850 et les émissions provenant des activités humaines en sont très probablement responsables.

En 2005, les concentrations atmosphériques des principaux GES ont largement excédé l'intervalle de variation naturelle des 650 000 dernières années. Les causes principales pour l'augmentation du CO<sub>2</sub> sont l'utilisation de combustibles fossiles et le changement d'affectation des terres (IPCC, 2007). L'augmentation de la concentration de CH<sub>4</sub> et de

N<sub>2</sub>O provient surtout de l'agriculture (apports d'engrais azotés), de l'élevage (méthane entérique, effluents) et de l'utilisation de combustibles fossiles.

Les valeurs préindustriels de la concentration en CO<sub>2</sub> était environ de 280ppmv alors qu'aujourd'hui elle a augmenté à environ 385ppmv (IPCC, 2007; Hansen *et al.*, 2008). Des études qui prennent en compte l'évolution du climat montrent que pour conserver la planète telle que nous connaissons aujourd'hui il faudrait diminuer la concentration actuelle de CO<sub>2</sub> à 350 ppmv, voir au-delà (Hansen *et al.*, 2008). En utilisant les facteurs d'équivalence, et en prenant en compte les autres GES, la concentration actuelle est estimée à environ 430ppmv CO<sub>2eq</sub> (Anderson *et al.*, 2008). Si la concentration des GES dépasse les 550ppmv CO<sub>2eq</sub> la température globale augmentera probablement de 3°C.

Les conséquences d'une telle augmentation de la température ne sont pas seulement le dérèglement du climat (augmentation des températures, modification des précipitations, durée des hivers, etc.) mais le réchauffement de la planète engendre d'autres problèmes : fonte de portions des banquises, recul des glaciers de montagnes et des aires de répartition des espèces, l'augmentation de cyclones tropicaux, le réchauffement des océans et l'élévation du niveau de la mer (IPPC 2007). Une élévation de plus de 2°C en moyenne à niveau global aurait des conséquences inquiétantes à niveau global et local. Une augmentation de 2°C amènerait la destruction de la plupart des récifs coralliens, trois milliards de personnes souffrirent de la sécheresse et le manque d'eau. De plus, les changements dans les productions céréalières pourraient toucher plus de 220 millions de personnes par de risques de manque de nourriture (Anderson *et al.*, 2008). Pour l'agriculture, les conséquences seraient inégalement réparties : certaines régions seraient favorisées avec une augmentation des rendements, mais de grandes zones deviendraient désertiques et donc non productives.

Pour déterminer les concentrations atmosphériques des GES qui permettraient de limiter le réchauffement climatique à 2°C, les experts proposent la stabilisation des émissions des GES. Stabiliser la concentration des principaux GES à 550 ppmv CO<sub>2eq</sub> implique une probabilité entre 63 et 99 % de dépasser 2°C. Si la concentration est stabilisée plutôt à 450ppmv CO<sub>2eq</sub> la probabilité serait entre 26 et 78 % (Meinshausen, 2006).

Ainsi, pour stabiliser la concentration à 450-550 ppmv CO<sub>2eq</sub> à l'horizon de 2050 il faut prendre comme pic des émissions l'année 2015 au plus tard (Anderson et Bows, 2008). Par la suite, les émissions mondiales de GES devraient baisser entre 50 et 60 % (IPCC, 2007).

Après la conférence de Copenhague, l'objectif global est de limiter le réchauffement climatique à 2°C. Ceci implique en premier lieu, qu'il faut atteindre un pic des émissions globales le plus rapidement possible et réduire les émissions d'ici 2050, d'au moins 50% par rapport à 1990 (RF, 2010). *Cet objectif correspond à la première VRN.*

Le seul l'objectif de réduction à avoir été discuté et validé officiellement par le Parlement Européen et ratifié par la France est celui de réduire les émissions de GES de 20% pour 2020 (COM, 2006) *Cet objective sera considéré comme la deuxième VRN.*

D'autres VRN peuvent être déterminées. Anderson et Bows (2008) proposent de prendre en compte le caractère particulier de l'agriculture en fixant comme objectif une émission nulle pour le CO<sub>2</sub> et réduite seulement de 50% pour le CH<sub>4</sub> et le N<sub>2</sub>O car l'agriculture productive ne peut pas se passer de ces émissions pour une stabilisation de la concentration des GES entre 450-550 ppmv CO<sub>2eq</sub>.

Suivant les recommandations du rapport STERN et d'autres études qui prennent en compte la différence entre les émissions des pays développés et les en voie de développement, un autre des objectifs politiques affichés de la France visent une réduction des  $\frac{3}{4}$  (application du « facteur 4 ») pour 2050 (De Boissieu, 2006).

Une fois que les VRN ont été identifiées, il faut les appliquer à tous les secteurs d'activité. L'hypothèse retenue dans ce travail de recherche est que les objectifs doivent être respectés par tous en diminuant les émissions actuelles pour chaque VRN. La VR que l'on retiendra sera donc représentée comme la diminution de la moyenne des émissions actuelles des exploitations.

L'encadré 2 donne un aperçu des émissions des GES en France et en Bretagne.

**Encadré 2. Données générales sur les GES en France et en Bretagne**

En France, l'agriculture est la deuxième activité la plus émettrice de gaz à effet de serre (GES) après l'énergie, responsable de 18.5 % des émissions en 2008, contre 20 % en 2007 21 % en 1990 (CITEPA, 2008, 2010). En 2008, les émissions<sup>3</sup> françaises étaient estimées à 532 Mt CO<sub>2eq</sub> dont 514 Mt CO<sub>2eq</sub> correspondent aux 3 principaux GES, le CO<sub>2</sub>, le CH<sub>4</sub> et le N<sub>2</sub>O (CITEPA, 2010).

En Bretagne, la forte concentration des élevages pose aussi question par rapport aux émissions des GES. D'après les estimations du CITEPA (2005), la Bretagne est la première région émettrice de méthane étant donné la forte concentration d'élevage, la troisième région émettrice de protoxyde d'azote et la neuvième région en CO<sub>2</sub>.

**Utilisation d'énergie non renouvelable**

L'énergie non renouvelable est devenue un intrant indispensable en agriculture, directement sur l'exploitation mais aussi indirectement (ex. engrais, herbicides et pesticides qui sont dérivés des énergies fossiles) (Cruse *et al.*, 2010). D'après les principes de durabilité (Ekins *et al.*, 2003b), les ressources non renouvelables doivent être utilisées au même rythme que celui de création de substituts renouvelables. Or, en France seuls 13.9 % (19 Mtep) de la production nationale énergétique provient de sources renouvelables (CGDD, 2009). Dans la région Bretagne ce pourcentage est encore plus faible avec 8 % de ces énergies (Bretagne Environnement, 2009).

La France a ratifié l'objectif européen de produire 20 % de son énergie brute par des sources d'énergie renouvelables (COM, 2006). Cet objectif a été corroboré par le Grenelle de l'Environnement (GE, 2008) et sera utilisé comme valeur de référence pour l'utilisation de ressources non renouvelables. La VRN énergie est estimée comme la moyenne des émissions actuelles des exploitations diminuée de 20 %.

<sup>3</sup> Sans compter le changement des terres, ni les forêts. La zone maritime internationale et le trafic aérien sont exclus.

## ***Eutrophisation et impact sur la qualité de l'eau***

Pour cette étude, le choix a été de se focaliser sur les émissions azotées et plus précisément sur le nitrate. Ce choix s'explique par l'importance de l'impact du nitrate d'origine agricole sur les deux fonctions à sauvegarder, à savoir : la fonction *régulation* et la fonction *santé*.

La fonction *régulation* de l'eau est perturbée en Bretagne, ce qui se traduit par l'augmentation de la prolifération des algues vertes sur la côte (Ménèsguen, 2001, 2003; Merot *et al.*, 2009). Dans les eaux douces (rivières, ruisseaux et retenues) le premier facteur limitant vis-à-vis de l'eutrophisation est le phosphore (Bowes *et al.*, 2005). D'un autre côté, dans les zones côtières des régions tempérées, le principal responsable de la croissance excessive des algues est l'azote (Galloway *et al.* 2003; Smith *et al.* 1999). Pour contrôler la croissance des algues, dans le cas de l'eutrophisation aquatique, une des meilleures stratégies est probablement la diminution, voire l'arrêt total, de l'apport des éléments nutritifs (Smith *et al.*, 1999).

En Bretagne, après dix années de réduction intensive des apports urbains de phosphate et une visible chute de sa concentration dans les eaux des mers littorales, l'apport important de nitrate maintient le phénomène d'eutrophisation (Ménèsguen, 2001). En septembre 2009, un rapport interministériel a été demandé concernant le problème des algues vertes en Bretagne. Il a été rendu en 2010, sous le nom de « Plan de Lutte contre les algues vertes » (Dalmas *et al.*, 2010).

Dans les bassins où des marées vertes se sont présentées, les débits sont faibles et les concentrations de nitrates se répartissent entre 23 et 88 mg/l (Ménèsguen, 2003). D'après Menésguen (2001), il faudrait diminuer la concentration en nitrate des rivières débouchant dans ces baies sensibles, à 10mg/l pour diviser la biomasse en ulves par deux. Cette valeur est reprise par le Plan de Lutte contre les algues vertes qui demande un objectif entre 10 et 25 mg/l. Ces deux valeurs sont les VRN pour cette fonction.

En ce qui concerne la fonction *santé*, les standards des nitrates dans l'eau potable sont dépassés dans certains points de captage de la région. D'après une étude où des analyses ont été effectuées en 1988, 40% des prises d'eau potable en Bretagne étaient touchées par le phénomène d'eutrophisation (DRAAF Bretagne, 1989). Des mesures de la concentration

de nitrate dans certains ruisseaux montraient une augmentation de 7 mg/l en 1973 à 70 mg/l en 2000 avec une tendance à la stabilisation voire une diminution des teneurs observées (Cheverry, 1998). En 2007, la moyenne annuelle des nitrates dans les eaux superficielles bretonnes était de 30.6 mg/l (DIREN, 2008). Cette moyenne reste élevée par rapport aux normes de potabilité car 80% de l'eau potable distribuée en Bretagne est captée dans les eaux superficielles. Les VRN peuvent être prises de la réglementation en vigueur.

L'organisation mondiale de la santé (OMS) donne des paramètres qui permettent de qualifier une eau de potable ou pas (WHO, 2007). L'OMS recommande moins de 50 mg/l dans les eaux superficielles (WHO, 2007). Faisant suite aux directives européennes n° 75/440/CEE, 79/869/CEE et 80/778/CEE (EC, 1975, 1991) un décret français en 2001 indique à nouveau les limites de qualité des eaux brutes utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (RF, 2001). Les nitrates sont dans la catégorie des substances indésirables avec un niveau guide de 25 mg/l et une concentration maximale admissible de 50 mg/l.

Il y a donc trois VRN concernant l'eau, celles-ci sont exprimées en concentration : 10, 25 et 50 mg/l. Pour estimer la perte de nitrates à la parcelle admis pour respecter ces concentrations un calcul a été utilisé.

La première étape du calcul est basée sur les travaux de Payraudeau *et al.* (2006). La concentration en nitrate de la lame drainante est estimée comme étant le rapport entre la quantité d'azote lessivée et le volume de la lame annuel. Par exemple, le lessivage de 499 kg NO<sub>3</sub>/ha sur le bassin versant de Naizin où la lame drainante annuelle est de 292 mm donne une concentration en nitrate dans l'eau de 171 mg/l (Payraudeau *et al.*, 2006). L'hypothèse réalisée est que tout le nitrate excédentaire va dans l'eau.

En Bretagne, les moyennes annuelles des lames drainantes en Bretagne vont de 200 mm à 600 mm (Agrotransfert Bretagne, 2010). Nous allons prendre une valeur de la lame drainante de 380 mm. Cette valeur est la moyenne des lames drainantes des exploitations enquêtées. Ensuite, étant donné que nous allons nous concentrer sur les exploitations agricoles, il faut considérer que seulement 80 % de la surface émet des nitrates. Les 20 % restants ne perdent pas ou très peu de nitrates (surfaces agricoles non utilisées ; surfaces boisées et autres). L'eau amenée par la lame drainante de ce 20% dilue la concentration de



nitrates dans l'eau. Un deuxième facteur à considérer est la dénitrification par les zones humides. Les experts estiment qu'un pourcent de la surface d'un bassin versant occupée par des zones humides permet de réduire de 1 mg/l la concentration de nitrates dans l'eau (Montreuil et Merot, 2006). La Bretagne compte environ 69 172 ha de zones humides d'importance majeure (ONZH, 2008) et environ 206 000 ha d'autres zones humides. En sachant que la surface totale considérée est de 2 750 665 ha, 10 % de la surface est couverte par des zones humides (P. Merot, com. personnelle). Nous allons donc prendre en compte une diminution d'environ 10 mg/l dans la concentration des nitrates qui correspondent à l'abattement des nitrates par les zones humides

En nous basant sur les informations données par le calcul de la concentration, nous pouvons en déduire les pertes maximales qui correspondent aux VRN. Ainsi, pour respecter la limite des 50 mg/l la perte au champ ne doit pas dépasser 64.3 kgN/ha, pour respecter celle de 25mg/l la perte doit être inférieure à 34.5 kgN/ha et finalement pour avoir une concentration inférieure à 10 mg/l la perte au champ doit être limitée à 21.5 kgN/ha. Le détail des calculs effectués sont expliqués ci-dessous.

### ***Estimation des pertes d'azote à la parcelle pour respecter les valeurs de référence de la qualité de l'eau***

A fin d'estimer la valeur des pertes maximales par hectare pour lesquelles les valeurs de référence de 50, 25 et 10 mg/l sont respectées, le calcul suivant est effectué :

$$C_f = (m/V)$$

$$\text{Soit } m = (V \cdot C_f) \tag{a}$$

où  $C_f$  = concentration finale en mg/l.ha,  $m$  = masse en kilogrammes/ha et  $V$  = volume en m<sup>3</sup>/ha.

Cette équation a été utilisée par Payraudeau et al. (2006) pour calculer la concentration théorique moyenne annuelle sous la parcelle. Dans le cas présent, elle sera utilisée pour déterminer la masse de nitrates.

L'équation (a) doit être ajustée avec trois facteurs qui permettent d'affiner la précision de l'estimation au niveau régional.

Ces facteurs sont : L'activité des zones humides. En effet, la concentration des nitrates se voit réduite de 1 mg/l par chaque pourcent de territoire occupé par une zone humide. Le taux d'occupation des zones humides en Bretagne est de 10% du territoire régional, soit une diminution de la concentration dans les eaux bretonnes de 10mg/l (Montreuil et Merot, 2006).

Le pourcentage de la surface où il y a un excès et une perte de nitrates est de 80 % (Durand P, comm pers.).

Les zones humides réduisent de 10mg/l la concentration de nitrates dans l'eau, ainsi la concentration en prenant ce facteur est Czh :

$$C_{zh} = C_f + 10 \text{ mg/l}$$

Puis, en sachant que les nitrates proviennent de 80% du territoire breton, la concentration sous les terres agricoles Cta peut être majorée pour diluer la concentration ( $T = 100/80$ ). En effet, si la totalité du territoire était utilisée pour l'agriculture, pour une perte de nitrates par hectare identique, la concentration correspondante serait plus importante. Il est donc possible d'écrire que :

$$C_{ta} = C_{zh} * (100/80) \quad (b)$$

En incluant cette concentration dans l'équation (a) :

$$m = (V * C_{zh} * (10/8))$$

Les trois concentrations finales recherchées sont 50, 25 et 10 mg/l.

Le volume d'eau utilisé est la lame drainante annuelle moyenne de la Bretagne sur 10 ans, soit environ 380 mm pour les exploitations placées sur les zones de lames drainantes disponibles (Agrotransfert Bretagne, 2010). Ceci équivaut à une lame drainante de 3800 m<sup>3</sup>/ha.

L'application numérique de l'équation (b) pour une concentration de 50 mg/l permet d'estimer la perte de nitrates :

$$((50\text{mg/l} + 10\text{ mg/l}) * (10/8)) = \text{mag} / 3800\text{m}^3/\text{ha}$$

$$\text{mag} = 285\text{ kg NO}_3/\text{ha}$$

$$\text{mag} = 285\text{ kg NO}_3/\text{ha} / 4.429^*$$

$$\text{soit } 64.3\text{kg N-NO}_3/\text{ha}$$

\*Facteur de conversion de NO<sub>3</sub> à N-NO<sub>3</sub> de 4.429.

D'après ces calculs, pour une concentration de 25 mg/l la perte à la parcelle est de 34.5 kg NO<sub>3</sub>/ha et pour une concentration de 10 mg/l cette perte s'élève à 21.5 kg N-NO<sub>3</sub>/ha

En résumé, les VR identifiées sont utilisés, soit comme facteurs de réduction sur les indicateurs quantifiés (pour le changement climatique et l'utilisation d'énergie non renouvelable), soit comme point à ne pas dépasser (eutrophisation et potabilité de l'eau).

## Références

- Agrotransfert Bretagne. 2010. La Bretagne en couleur. Lame drainante estimée selon la pluviométrie moyenne de septembre à avril (1997-2009). Available at: [http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ\\_Eau/BOITE\\_A\\_OUTILS/Animations/cartes\\_regionales.asp](http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_Eau/BOITE_A_OUTILS/Animations/cartes_regionales.asp). Accessed on: 15/09/2010.
- Anderson, K., Bowes, M.J., Mander, S. 2008. From long-term targets to cumulative emission pathways: reframing the climate policy debate. *Energy policy* 36 (10): 3714-3722.
- Anderson, K., Bows, A. 2008. Reframing the climate change challenge in light of post-2000 emission trends. *Philosophical transactions of the Royal Society A* Available at Web Site: <http://rsta.royalsocietypublishing.org/content/366/1882/3863.full.pdf+html> (Verified 13 November 2009).
- Bowes, M.J., House, W.A., Hodgkinson, R.A., Leach, D.V. 2005. Phosphorus-discharge hysteresis during storm events along a river catchment: the River Swale, UK. *Water Research* 39 (5): 751-762.
- Bretagne Environnement. 2009. La consommation d'énergie en Bretagne. Rennes, France.
- CGDD. 2009. Repères. Chiffres clés de l'énergie. Edition 2009 Service de l'observation et des statistiques, Paris-France, pp. 40. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Repere.pdf>.
- Cheverry, C. (Ed), 1998. Agriculture intensive et qualité des eaux. Paris-France, pp. 295.
- CITEPA. 2008. Bilan des émissions de gaz à effet de serre de la France en 2007. Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique. [http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/spipwwwmedad/pdf/Rapport\\_du\\_CITEPA\\_-\\_Bilan\\_GES\\_2007-1\\_cle1ee4ba.pdf](http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/spipwwwmedad/pdf/Rapport_du_CITEPA_-_Bilan_GES_2007-1_cle1ee4ba.pdf).
- CITEPA. 2010. Rapport National d'Inventaire pour la France au titre de la Convention Cadre des Nations Unies sur les changements climatiques et du protocole de Kyoto. CITEPA, Paris - France, pp. 1168.
- COM. 2006. Feuille de route pour les sources d'énergie non renouvelables. Les sources d'énergie renouvelables au 21e siècle : construire un avenir plus durable. Conseil de l'Union Européenne, Bruxelles, Belgium, pp. 26. [http://www.senat.fr/europe/textes\\_europeens/e3772.pdf](http://www.senat.fr/europe/textes_europeens/e3772.pdf).

- Cruse, M.J., Liebman, M., Raman, D.R., Wiedenhoef, M.H. 2010. Fossil Energy Use in Conventional and Low-External-Input Cropping Systems. *Agronomy Journal* 102 (3): 934-941.
- Dalmas, D., Moreau, R., Quévremont, P., Frey, V. 2010. Elaboration d'un plan de lutte contre les algues vertes. République Française, Paris, France. [http://www.gouvernement.fr/sites/default/files/fichiers\\_joints/Elaboration\\_dun\\_plan\\_de\\_lutte\\_contre\\_les\\_algues\\_vertes.pdf](http://www.gouvernement.fr/sites/default/files/fichiers_joints/Elaboration_dun_plan_de_lutte_contre_les_algues_vertes.pdf).
- De Boissieu, C. 2006. Division par quatre des émissions de gaz à effet de serre de la France à l'horizon 2050 (In French). La documentation Française, Paris, France, pp. 142.
- DIREN. 2008. L'eau en Bretagne. Bilan 2007. Direction Régionale de l'Environnement en Bretagne, Rennes, France. [http://www.diren.bretagne.developpement-durable.gouv.fr/Eau/Tableaux\\_Bord/Tab-Bord\\_2007/BilanDIREN-2007.pdf](http://www.diren.bretagne.developpement-durable.gouv.fr/Eau/Tableaux_Bord/Tab-Bord_2007/BilanDIREN-2007.pdf).
- DRAAF Bretagne (Direction régional de l'alimentation de l'agriculture et de la forêt. Service régional de l'aménagement des eaux), 1989. Etat de l'eutrophisation aux prises d'eau en Bretagne. Rennes-France.
- EC (Council of the European Communities), 1975. Council Directive 75/440/EEC of 16 June 1975 concerning the quality required of surface water intended for the abstraction of drinking water in the Member States. Brussels, Belgium.
- EC (Council of the European Communities), 1991. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources L 375 31. Brussels, Belgium.
- GE. 2008. Synthèse des principales mesures de la loi d'orientation. Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer, Paris-France. <http://www.legrenelle-environnement.fr/spip.php?article899>.
- Hansen, J., Sato, M., Kharecha, P., Beerling, D., Berner, R., Masson-Delmotte, V., Pagan, M., Raymo, M., Royer, D.L., Zachos, J.C. 2008. Target Atmospheric CO<sub>2</sub>: Where should humanity aim? *The Open Atmospheric Science Journal* 2: 217-231.
- IPCC. 2007. IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 Synthesis Report. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 104.
- Meinshausen, M. 2006. What does a 2°C target mean for greenhouse gas concentration? A brief analysis based in multi-gas emission pathways and several climate sensitivity uncertainty estimates In: Schellnhuber, H.J., Cramer, W., Nakicenovic, N., Wigley, T., Yohe, G. (Eds.), *Avoiding dangerous Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 253-279.

- Ménesguen, A. 2001. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France (In French). Ifremer, Plouzané, France, pp. 59.
- Ménesguen, A. 2003. Les Marées vertes en Bretagne, la responsabilité du nitrate (In French). French Research Institute for Exploitation of the Sea, Plouzané, France, pp. 11.
- Merot, P., Aurousseau, P., Gascuel-Oudou, C., Durand, P. 2009. Innovative assessment tools to improve water quality and watershed management in farming areas Integrated Environmental Assessment and Management 5 (1): 158-166.
- Montreuil, O., Merot, P. 2006. Nitrogen Removal in Valley Bottom Wetlands: Assessment in Headwater Catchments Distributed throughout a Large Basin. Journal of Environmental Quality 35 (6): 2113-2122.
- ONZH. 2008. Les milieux protégés dans les zones humides d'importance majeure. Available at: [http://www.stats.environnement.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/observatoires/ONZH/indicateurs/fiche\\_ONZH\\_indicateur\\_espace\\_proteges.pdf](http://www.stats.environnement.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/observatoires/ONZH/indicateurs/fiche_ONZH_indicateur_espace_proteges.pdf). Accessed on: 15/09/2009.
- Payraudeau, S., van der Werf, H.M.G., Vertès, F. 2006. Evaluation of an operational method for the estimation of emissions of nitrogen compounds for a group of farms. International Journal of Agricultural Resources Governance and Ecology 5 (2-3): 224-246.
- RF. 2001. Décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000215649&dateTexte=>.
- RF. 2010. Position de la France dans la négociation internationale sur le changement climatique. Paris-France. [http://www.diplomatie.gouv.fr/fr/article\\_imprim.php3?id\\_article=77536](http://www.diplomatie.gouv.fr/fr/article_imprim.php3?id_article=77536).
- Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental Pollution 100 (1-3): 179-196.
- WHO (World Health Organization), 2007. Nitrate and nitrite in drinking-water. Background document for development of Guidelines for Drinking-water Quality. WHO/SDE/WSH/07.01/16. Geneva, Switzerland.

« La définition bien connue du rapport Brundtland *le développement-durable est un développement qui satisfait les besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à satisfaire les leurs* ... a besoin d'être complétée d'une dimension territoriale: « satisfaire les besoins locaux sans compromettre la capacité des entités territoriales de rang supérieur à assurer leur propre viabilité »

Olivier Godard *in* « Le développement-durable, une chimère, une mystification ? » (2005)





# Exploring sustainable farming scenarios at a regional scale: An application to dairy farms in Brittany

I. Acosta-Alba<sup>1,2</sup>, M.S. Corson<sup>1,2</sup>, P. Leterme<sup>1,2</sup>, S. López-Ridaura<sup>3</sup>, H.M.G. van der Werf<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>INRA, UMR1069, Soil Agro and hydroSystem, F-35000 Rennes, France

<sup>2</sup>Agrocampus Ouest, UMR1069, Soil Agro and hydroSystem, F-35000 Rennes, France

<sup>3</sup>INRA, UMR Innovation, UMR951, F34060, Montpellier, France

## 1. Introduction

Livestock production is at a crossroads: increase production of animal products to feed a growing population while reducing pressure on the environment (Steinfeld *et al.*, 2006; Steinfeld *et al.*, 2010). Today, this concern is strongest in regions where agriculture and livestock are major economic activities. For example, the region of Brittany (northwestern France) devotes approximately 60% of its land to agriculture and has the largest livestock production in France, with 56 and 36% of national pig and poultry production, respectively, and approximately 20% each of national milk, beef, and rabbit production (DRAAF Bretagne 2009). Brittany contains more than 37,000 farms, of which approximately 17, 000 are dairy farms (DRAAF Bretagne, 2009a). With over 1.1 million hectares devoted to dairy farming (67% of Brittany's agricultural area), Brittany is the largest milk-producing region in France (50 million hectolitres per year; (DRAAF Bretagne, 2009b)).

Since the 1950s, this concentration of animal production in Brittany has induced strong economic and social development, but also public concern about human health hazards, food security, and environmental problems (Bretagne Environnement, 2008a). The consequences of farming activities on the environment now are well known and documented (Giovanni, 2002; Mabon *et al.*, 2009; Merot *et al.*, 2009), including water pollution by pesticides and nitrogen surpluses, eutrophication of streams and coastal zones, erosion, and impoverishment of soil quality.

Governments have set objectives based on scientific recommendations and conclusions both at national scales, such as the “Grenelle Environnement” (GE, 2008), and at the global scale, such as the Kyoto Protocol (CITEPA, 2010). Commonly, these objectives are to be attained by progressive steps (e.g., reducing greenhouse gas emissions by 20% by 2020 and by 50% by 2050), with each economic sector (e.g., industry, transportation, agriculture) contributing to the reduction efforts. Actions to reduce the environmental burdens of agriculture at the landscape scale, however, may have major consequences on the social and economic viability of agricultural regions. Unfortunately, estimating these consequences can be difficult because most methods to assess agricultural impacts focus on the farm scale (Andreoli et Tellarini, 2000; van Cauwenbergh *et al.*, 2007; Zahm *et al.*, 2008) and/or only on environmental indicators (Basset-Mens et van der Werf, 2005; Frischknecht *et al.*, 2008).

For example, van der Werf *et al.* (2009) evaluated the environmental impact of dairy farms in Brittany using the EDEN-E tool, an operational method for the environmental evaluation of farms based on the Life Cycle Assessment (LCA) conceptual framework. This study largely confirmed previously published findings concerning the effect of production mode (conventional vs. organic) on dairy farm impacts. A subsequent study by Acosta-Alba *et al.* (submitted) grouped these farms according to environmentally sustainable “reference values” (targets) and confirmed the limited alternatives at the farm scale to attain these targets. In regions of intensive, high-tech agriculture, some improvement in efficiency at the farm scale still can be achieved, but possibly not enough to reach current environmental objectives (Acosta-Alba *et al.*, Submitted). Enlarging the spatial scale of the analysis, however, might uncover new solutions.

Increasingly, questions are raised about the ability of alternative land uses to reduce impacts on the environment in a region (Green *et al.*, 2005; Fischer *et al.*, 2008). In Brittany, regional scenarios of changes in dairy farming are useful for the formulation of land-use policy. Exploration of future scenarios of different reconfigurations of the dairy sector would allow assessment of their environmental and economic consequences. van Ittersum *et al.* (1998) describe scenarios as an “approach to investigate combinations of exogenous conditions, preferences for objectives, and technical feasibilities”. The main advantage of an explorative study is to reveal possibilities and limitations of potential land uses (Lopez-Ridaura *et al.*, 2005).

The objective of this study was to model an environmentally sustainable dairy sector in Brittany using results from LCA in Multiple Goal Linear Programming (MGLP). Given characteristics of a system of interacting components, MGLP estimates an optimum configuration of these components in an attempt to meet several (sometimes conflicting) objectives simultaneously. For example, MGLP can generate future land-use scenarios based on economic and geographic constraints. It also has been used to integrate information at different scales and quantify trade-offs between environmental, social and economic indicators (López-Ridaura *et al.*, 2005; Meyer *et al.*, 2009). MGLP has been used in the domains of forest management (Yousefpour *et al.*, 2010), agricultural and natural-resource planning (De Wit *et al.*, 1988; van Ittersum *et al.*, 1998; van Calker *et al.*, 2007), and industry and transportation (Alvarez *et al.*, 2010). The goal of this work is to move dairy farmland toward sustainability at the regional scale rather than at the farm scale by exploring new configurations of agricultural land use.

## **2. Methodology**

To generate future land-use configurations that meet given objectives, our MGLP approach required defining (1) a set of current and alternative land-use types, (2) a set of characteristics (i.e., indicators) of these land-use types, (3) quantification of all indicators for all land-use types, (4) calculation of the regional sum of each indicator for current land-use types to establish the baseline scenario, and (5) scenarios consisting of a set of goals to meet (e.g., maximise profit) and constraints not to violate (e.g., sustainability limits), both of which are used to estimate an “optimal” distribution of land-use types.

### **2.1. Current and alternative land-use types**

This study focused exclusively on the 1.1 million ha in Brittany covered by dairy farms, considered the “current” land use. Dairy farms were classified into 5 groups according to their mode of production and their degree of intensification (Table 4.1).

**Table 4. 1. Classification of dairy farms in Brittany**

Certified organic	Milk (t/ha per ha of Fodder Crops and Grass Area (FCGA))	FCGA in Usable Agricultural Area (%)	Type
Yes	-	-	Organic
No	< 6	> 85	Extensive
		50 - 85	Large Semi-Intensive
		< 50	Semi-Intensive
	> 6	-	Intensive

Alternative land uses, namely grass-based dairy systems or forest, were characterised to explore the potential effects of replacing current dairy farmland with them.

### 2.1.1. Grass-based dairy systems

Grass-based (GB) dairy systems are farms in which animals feed exclusively on pasture. They follow organic production methods, but unlike the organic farms included in current land use, they have no silage maize in the Fodder Crops and Grass Area (FCGA). This system, promoted in Brittany by the Sustainable Agriculture Network (CEDAPA, 2010), can have some environmental and economic benefits (e.g., lower emissions, reduced costs). Nevertheless, the quality of pastures necessary for such a system requires specific climatic conditions frequently found in Brittany since pasture is practiced during all seasons. For this study, we assumed that the GB dairy system could be implemented over the entire region.

### 2.1.2. Forest

Among French regions, Brittany has the second lowest percentage of forest cover (12% vs. the national mean of 29%). Approximately 48% of the forest in Brittany is privately owned (PEFC, 2008). We assumed forests composed exclusively of sessile oak (*Quercus petraea*), a common tree species for plantations in Brittany, managed according to a 55-year rotation period (e.g., young trees used for firewood). This rotation takes into account only a quarter of the real one. In fact, the farming systems would be change to much in 220 years, the usual oak rotation. We identified the main management stages and quantified their activities in consultation with forestry experts (F. Muratet, pers. comm.; Table 4.2). No fertilisers or pesticides are used. The main contribution of forest in this study was its capacity to stock carbon, estimated as  $1.1 \text{ t C y}^{-1} \text{ ha}^{-1}$  based on measures of soil and root biomass in a temperate

oak forest (Vallet *et al.*, 2009). The calculations considered all investments, work, machines, fuel used and wood sold during the growing cycle, divided by the total growing time.

**Table 4. 2. Assumed management stages and activities of forest land**

Stage and tools used	Duration
Planting and growing, 13.5 workers per day manual labor and 77 h chain saw	10 years
Pruning and light cutting, 4.6 workers per day using chain saws	45 years
Cutting 300 trees, 4.5 workers per day using chain saws	1 year (yr. 55)

## 2.2. Indicators selected

We selected 14 indicators from 5 categories that describe the sustainability of dairy farms: autonomy, environmental efficiency, economic viability, social contribution, and productivity. Except for the productivity indicators and one economic viability indicator (MMR, milk marginal revenue), indicators came from EDEN-E (van der Werf *et al.*, 2009). All indicators were expressed per hectare of land because our objective was to explore alternative uses of this limited resource. When used later in alternative land-use scenarios, they help the interpretation. These indicators show whether the scenario is being improved to move towards sustainability or not (Table 4.3).

**Table 4. 3. Indicators by category used to represent sustainability objectives. Arrows indicate whether the indicator should be minimised ↓ or maximised ↑ at the regional level**

Category	Indicator	Dimension	Objective
Autonomy	Additional area (AA)	ha	↓
	Total nitrogen inputs (TN)	kg N ha <sup>-1</sup>	↓
Environmental efficiency	Nitrate leached (NO <sub>3</sub> )	kg NO <sub>3</sub> -N ha <sup>-1</sup>	↓
	Non-renewable energy use (NRE)	GJ ha <sup>-1</sup>	↓
	Greenhouse gas emissions (GHG)	CO <sub>2</sub> t <sub>eq</sub> ha <sup>-1</sup>	↓
Productivity	Milk produced (Milk)	t ha <sup>-1</sup>	↑
	Total nutritional energy (NE)	GJ ha <sup>-1</sup>	↑
	Total protein contained in animal products (Prot)	t ha <sup>-1</sup>	↑
Social contribution	Employment (Employ)	workers ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>	↑
Economic viability	Total income (Income)	kEuros ha <sup>-1</sup>	↑
	Total cost (TC)	kEuros ha <sup>-1</sup>	↓
	Farm profit (FP)	kEuros ha <sup>-1</sup>	↑
	Milk marginal revenue (MMR)	kEuros kg <sup>-1</sup>	↓
	Gross operating surplus (GOS)	kEuros ha <sup>-1</sup>	↑

*Autonomy* refers to the capacity of farms to remain independent of external inputs. In this study, autonomy was represented by two indicators: **additional area (AA)**, the estimated amount of land needed to produce crop-based inputs (e.g. concentrated feed, fodder) that do not come from the farm itself, and **total nitrogen (TN)**, the sum of N imported to a farm in mineral fertilisers, concentrated feed, fodder, bedding, animals, and legume N fixation.

*Environmental efficiency* was characterised by three indicators quantified using the LCA approach. **Nitrate leached (NO<sub>3</sub>)** equalled nitrate-N (NO<sub>3</sub>-N) losses at the farm scale, assumed to equal the farm-gate N balance (van der Werf *et al.*, 2009). Surface run-off of N was considered non-existent. **Non-renewable energy use (NRE)** summed the energy used on a farm as well as that used to produce and transport inputs (e.g. mineral fertilisers, energy carriers). Lastly, main **GHGs** were quantified and aggregated using the most recent 100-year characterisation factors for global warming potential (Forster *et al.*, 2007). At a global scale, greenhouse gas (GHG) emissions contribute to climate change, while at a local scale nitrate emissions are responsible for eutrophication and water quality degradation.

*Productivity* of agricultural activities was been taken into account by three indicators. **Milk** production reflects the intensity of farms. Since dairy farms produce both plant and animal products, we calculated the **nutritional energy (NE)** content of the plant and animal products sold and the **protein content of animal products (Prot)** based on data of energy and protein content in raw materials (Souci *et al.*, 2000; Sauvant *et al.*, 2004).

*Social contribution* is signified by the indicator **employment**, which corresponds to the quantity of full-time farm employment expressed in human-year.

*Economic viability* indicators were taken from farm accounting records. We selected 5 indicators: **total income (Income)** from sales of products; **total costs (TC)**, including fixed and variable costs; **farm profit (FP)** (difference between total income and total costs); **milk marginal revenue (MMR)**, the efficiency of milk production as milk income per kg milk (used to consider dairy production exclusively not all farms products sold), **profit**; and, **gross operating surplus (GOS)** (profit plus subsidies and other economic aids).

### 2.3. Indicator values of current and alternative land uses

We chose to express indicators values for each land-use type as absolute values to avoid the problems associated with scoring, indexation, and loss of information from weighting and lack of units (van der Werf et Petit, 2002b; Munda, 2005). To quantify most indicators for the 5 types of dairy farms representing current and alternative productive land uses (Table 4.4), we used results for dairy farms in Brittany from van der Werf *et al.* (2009) evaluated with the EDEN-E tool.

**Table 4. 4. Indicator values per hectare by category for current (dairy farms) and alternative (grass-based farm systems and forest) land uses**

	Autonomy		Environmental			Productivity			Social	Economic viability				
	AA	TN	NO <sub>3</sub>	NRE	GHG	Milk	NE	Prot	Employ	Income	TC	FP	MMR	GOS
Units	ha	kg	kg	GJ	t CO <sub>2</sub> eq	t	GJ	kg	workers y <sup>-1</sup>	k€	k€	k€	€ kg	k€
Org	0.05	78.4	37.0	14.0	5.3	3.8	18.1	204.8	0.032	2.0	1.8	0.24	6.2	0.8
Ext	0.11	132.0	74.5	17.7	6.8	4.9	24.2	252.3	0.030	2.4	1.8	0.56	5.4	1.0
SI	0.14	157.9	85.9	22.0	7.4	5.4	26.8	271.6	0.029	2.5	1.6	0.93	6.0	1.1
LSI	0.10	194.3	109.4	21.8	6.4	3.7	25.7	257.6	0.020	2.4	1.3	1.07	2.5	0.8
Int	0.20	160.1	64.8	24.5	7.6	6.0	34.6	354.0	0.031	2.8	2.2	0.61	5.9	1.2
GB	0.01	48.3	11.3	6.8	4.5	3.8	12.2	138.7	0.020	1.8	1.0	0.80	5.1	1.1
Forest	0.00	0.0	5.0	0.3	-4.0	0.0	0.0	0.0	0.004	0.2	0.06	0.14	0.0	0.2

**Abbreviations** - AA: Added area, TN: total nitrogen inputs, NO<sub>3</sub>: nitrate leached, NRE: non-renewable energy use, GHG: greenhouse gas emissions, Milk: milk produced, NE: total nutritional energy, Prot: total protein contained in animal products, Employ: employment, Income: total income, TC: total costs, FP: farm profit, MMR: milk marginal revenue, GOS: gross operating surplus, ORG: organic, Ext: extensive, SI: semi-intensive, LSI: large semi-intensive, Int: intensive, GB: grass-based dairy system.

As for alternative activities, the GB dairy system was assumed to have fewer potential environmental impacts than current farm types: 87% less external area used, 38% fewer inputs, 69% fewer nitrates emitted, 51% less energy used and 15% fewer GHGs emitted (Table 4.4). In contrast, it had lower values for most economic viability indicators and employed relatively few workers, decreasing its social contribution. Importantly, its cost indicator value was 19% lower than the lowest value found for current farm types. The forest land-use was assumed to stock carbon (negative value for GHG with a conversion factor from C to CO<sub>2</sub>-eq of 3.7 (1/12\*44)). The forest land use emits less NO<sub>3</sub>, but it produced no milk and

had lower values for economic viability. Indicator values, expressed per hectare of land used, were used by MGLP as coefficients when it was applied to meet scenario objectives.

## 2.4. Baseline scenario (BL)

The baseline scenario represented the current situation of milk production in the region. To establish the BL, we estimated the area that each farm type occupies in Brittany by multiplying the number of farms per type by the mean farm area by type (Dauvier et Février, 2009) (Table 4.5). For example, the 259 farms performing organic milk production covered an estimated 1.7% of the dairy-farm agricultural area.

**Table 4. 5. Estimated area per type of dairy farm in Brittany defined according to type-specific management strategies and estimated using statistical data of mean area and number of farms by type.**

Type	% of dairy production area	Total area (ha)
Organic	1.7	19,237
Extensive	11.4	128,025
Large Semi-Intensive	23.5	264,722
Semi-Intensive	35.3	397,298
Intensive	28.1	316,870
Total	100.0	1,126,152

Indicators for each dairy farm type then were multiplied the type-specific area to estimate total indicator values for the region (Table 4.6), values which were compared against the objectives during the MGLP phase. Several of these values were consistent with regional statistical data. For example, the baseline flux of 94 kt of N-NO<sub>3</sub> (Table 4.6) fell between predictions for Brittany of 82 and 135 kt in 2007 and 2000 (a wet year), respectively (DIREN, 2005, 2008). The baseline scenario assumed 31,310 employees (Table 4.6), while 2007 regional statistics estimated 31,430 employees (DRAAF Bretagne, 2009b).



**Table 4. 6. Estimated sum of indicator values by category at the regional level in the baseline scenario.**

	Autonomy		Environmental Efficiency			Productivity			Social	Economic viability				
	AA	TN	NO <sub>3</sub>	NRE	GHG	Milk	NE	Prot	Employ	Income	TC	FP	MMR	GOS
Units	km <sup>2</sup>	kt	kt	GJ*10 <sup>6</sup>	kt CO <sub>2</sub> eq	kt	GJ*10 <sup>6</sup>	kt	workers y <sup>-1</sup>	M€	M€	M€	M€	M€
Brittany	1606	183	93.9	24.8	8024	5755	31.8	325	31310	2846	1926	920	5.7	1155

**Abbreviations** - AA: Added area, TN: total nitrogen inputs, NO<sub>3</sub>: nitrate leached, NRE: non-renewable energy use, GHG: greenhouse gas emissions, Milk: milk produced, NE: total nutritional energy, Prot: total protein contained in animal products, Employ: employment, Income: total income, TC: total costs, FP: farm profit, MMR: milk marginal revenue, GOS: gross operating surplus.

The above-average economic performance and productivity of the farms from van der Werf *et al.* (2009) used to quantify indicators for current dairy farms appeared to increase the corresponding indicators slightly. For example, of the 2,846 M€ of income in the baseline scenario (Table 4.6), 1,703 M€ came from milk, which was 19% higher than the 1,436 M€ for milk income from 2007 regional statistics (DRAAF 2009). In addition, the baseline scenario's estimate of regional milk production (5,755 kt) overestimated 2007 regional milk production (4,900 kt; DRAAF 2009) by 17%. Nonetheless, the baseline scenario estimates appeared to represent sufficiently the current situation of dairy farms in the region. It is important to note that under these assumptions, the crop-based products imported by dairy farms in Brittany use agricultural surface area elsewhere in the world equivalent to 14 % of the farms' total area.

## 2.5. Environmental sustainability goals

Three of the objectives to be met during the MGLP phase dealt with environmental sustainability, requiring application of a method to define the limits of sustainable emissions and energy use. To determine whether polluting emissions and use of natural resources can be supported in the long term, we used the concept of "reference values" (RVs) (van Cauwenbergh *et al.*, 2007; Acosta-Alba *et al.*, Submitted). RVs are thresholds based on scientific research or societal objectives that have been expressed in science-based policy documents. They can be expressed by a specific value (e.g., maximum allowable concentration) or by reduction objectives proposed by scientists to decision makers (e.g.,

Intergovernmental Panel on Climate Change targets for minimising climate change impacts). We considered a move toward these objectives a move towards sustainability.

We focused on three major environmental impacts: water quality (WQ), a local impact, non-renewable energy use (NRE), a resource-depletion impact, and climate change (CC), a global impact. For WQ, nitrate is the most studied water pollutant in Brittany since it decreases surface-water quality and eutrophicates coastal waters (Ménèsguen, 2003; Merot *et al.*, 2009). To maintain human and ecosystem health in regards to surface waters, the European Union (EU) Nitrates Directive recommended a surface-water nitrate concentration below 25 mg NO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup> (EC, 1991), which we adopted as one RV (WQ25). To avoid coastal eutrophication, a now-frequent occurrence in Brittany, Ménèsguen (2003) estimated that the nitrate concentration in streams should not exceed 10 mg NO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup> (WQ10). For NRE, the EU proposed a target of reducing gross non-renewable energy consumption by 20% by 2020 (EC, 2006), a pledge later adopted by France (NRE20) (Jouzel *et al.*, 2007). A later French government plan aimed to have at least 30% of farms with reduced energy dependence (encouraging energy production at farm) by 2013 (NRE30) (French Ministry of Agriculture and Fisheries, 2009). For CC, RV are based on EU objectives (EESC, 2009), in which France pledged to reduce its total GHG emissions by 20% by 2020 (CC20) and by 50% by 2050 (CC50).

As there were two objectives for each environmental concern, we proposed two scenarios. The first scenario was “short term”, based on the less ambitious objectives: reduce current GHG emissions and non-renewable energy use by 20% and limit nitrate concentration in water to 25 mg l<sup>-1</sup> (WQ25, NRE20 and CC20). The second scenario is “long term”, based on the more ambitious objectives: reduce current GHG emissions and non-renewable energy use by 50 and 30%, respectively and limit nitrate concentration in water to 10 mg l<sup>-1</sup> (WQ10, NRE30 and CC50).

## **Translating objectives to quantitative values**

To quantify regional energy use and GHG objectives in the short- and long-term scenarios, the proposed reduction rates were applied to the total values for NRE and GHG in the baseline scenario (Table 4.6). To quantify the regional nitrate objective, we first considered the influence of wetlands and non-agricultural land uses. At watershed scales and above,

118

wetland nitrogen removal can decrease nitrate concentrations by approximately  $1 \text{ mg l}^{-1}$  per percent of wetland surface (P. Merot, pers. comm.). In Brittany, wetlands represent 10% of the surface area. Next, we assumed that 20% of Brittany's surface area does not leach nitrates (e.g. forests, fallow agricultural land); thus, water flowing from this area would dilute surface-water nitrate concentrations (P. Durand, pers. comm.). Consequently, the two nitrate concentration limits ( $25$  and  $10 \text{ mg l}^{-1}$ ) were increased by  $10 \text{ mg l}^{-1}$  to account for eventual wetland nitrogen removal, then divided by  $0.8$  to estimate nitrate limits only for the land from which nitrate leaches. To estimate the per-hectare amount of farm nitrate leaching necessary to reach these nitrate concentration limits, we reversed a method proposed by Payraudeau *et al.* (2006) that estimated the mean annual nitrate concentration of water draining from agricultural fields in Brittany as a function of annual effective rainfall (precipitation minus evapotranspiration) and farm nitrate leaching (which we assumed equalled farm-gate N balance). Based on these assumptions, nitrate concentrations of  $10$  and  $25 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$  for absolute RVs corresponded respectively to  $21.5$  and  $34.5 \text{ kg}$  of nitrate-N leached per hectare of land used for milk production. These RVs then were multiplied by the total dairy surface area to arrive at nitrate-N emission objectives for the region (Table 4.7). Subsequently, the MGLP model used the two sets of three environmental objectives as constraints in the short-term and long-term scenarios.

**Table 4. 7. Objectives at the regional scale used as constraints in the Multiple Goal Linear Programming model to generate optimised land-use scenarios**

Scenarios	Nitrate emission (kt $\text{NO}_3\text{-N}$ )		Non-renewable energy use ( $\text{GJ} \cdot 10^6$ )		GHG emissions (kt $\text{CO}_{2\text{eq}}$ )	
	Objective	Value	Objective	Value	Objective	Value
Baseline (BL)	-	93.8	-	24.8	-	8024
Short-term (ST)	$25 \text{ mg l}^{-1}$	38.9	-20%	19.9	-20%	6420
Long-term (LT)	$10 \text{ mg l}^{-1}$	24.2	-30%	17.4	-50%	4012

## 2.6. Multiple Goal Linear Programming model

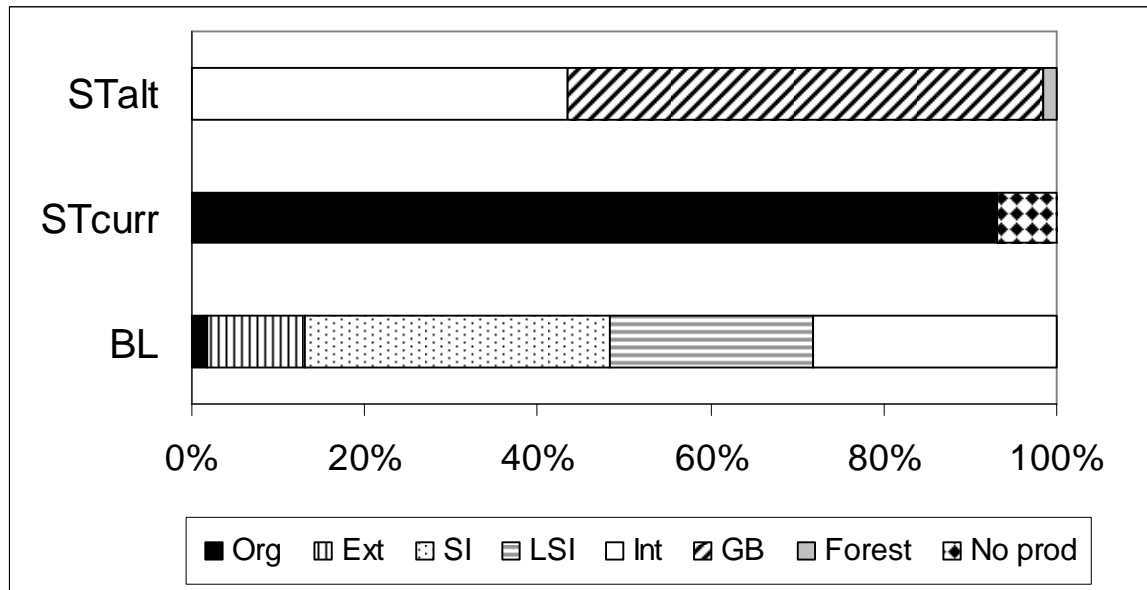
The MGLP model used (van Ittersum *et al.*, 1998; López-Ridaura *et al.*, 2005) had the form of a standard linear programming model (Berentsen et Giesen, 1995; van Calker *et al.*, 2007). The model was solved with the General Algebraic Modelling System (GAMS), a computer

program for mathematical programming and optimisation (Brooke *et al.*, 1992; Rosenthal, 2006). As mentioned, our MGLP model used the indicator values of current and alternative land-use types when attempting to identify optimum scenarios at the regional scale. In MGLP model, one main goal is defined by an objective function and the others are described in constraints functions (Janssen et van Ittersum, 2007). In this case, the model is going to maximize milk production within three different environmental goals represented by RV. These RV are set up as constraints. With the MGLP model, trade-offs between dimensions of sustainability also can be identified (e.g., impacts of environmentally friendly milk production on economic viability and social contribution). In a first set of scenarios, the main goal was maximising milk production. We therefore evaluated additional scenarios maximising both farm profit and employment to observe the consequences on milk production in both short- and long-term scenarios.

### **3. Results**

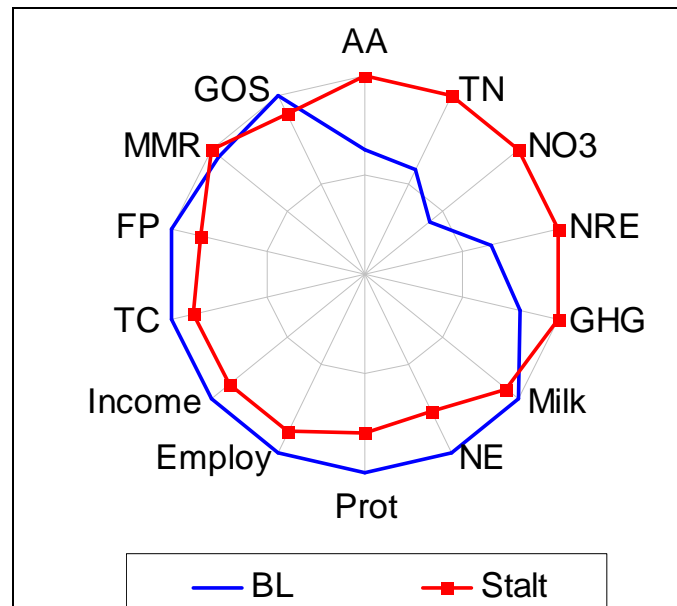
#### **3.1. Scenario analysis of short-term objectives**

Given short-term environmental objectives, the MGLP maximised could not find an optimal solution maintaining milk production over all the available area with current land-use types (STcurr). Constraints might only be respected if organic production was favoured over 93% of the total area and dairy production was stopped over the rest of the territory. Because allocating all available dairy farmland to a current land use was another constraint, this solution was infeasible. With alternative activities allowed (STalt), 55% of the area was allocated to the Grass-Based system and 44% to Intensive production and 1% to forest (Fig. 4.1).



**Figure 4. 1.** Comparison of potential land-use distributions of dairy land in Brittany according to scenarios and short-term environmental objectives: baseline, environmental objectives with current land uses (STcurr), and environmental objectives including alternative land uses (STalt). *Abbreviations - ORG: organic, Ext: extensive, SI: semi-intensive, LSI: large semi-intensive, Int: intensive, GB: grass-based dairy system.*

Compared to the baseline scenario, short-term alternative scenario improved autonomy and environmental efficiency; in contrast, productivity, social contribution and economic viability decreased (Fig. 4.2).



**Figure 4. 2.** Comparison of regional indicator values for the baseline scenario and for the short-term alternative land use scenario (STalt) that meet objectives. Scenario with only current land uses (STcurr) is not shown since it is infeasible. Values near 100 better meet the given objectives.

Compared to baseline situation (BL), short-term scenario with alternative land uses (STalt) improved *autonomy* of dairy region, the ST curr by around 40% (Table 4.8). Since environmental objectives were settled as constraints for the optimisation, the *environmental efficiency* indicators were also improved by reducing environmental impact indicators. The nitrate constraint that implies the reduction of 59% of total nitrates leaking to avoid a nitrate concentration in water higher than 25 mg l<sup>-1</sup>, NRE and GHG are reduced by 35% and 20% respectively. The *productivity* decreased with a loss of nutritional energy and proteins of around 20%. *Economic viability* decreased or increased unequally according to indicators. the **income**, **TC** and **FP** reduced by around 12%, while **MMR** and **GOS** increased of 6% and 11% respectively.

	Autonomy		Environmental Efficiency			Productivity			Social	Economic viability				
	AA	TN	NO <sub>3</sub>	NRE	GHG	Milk	NE	Prot	Employ	Income	TC	FP	MMR	GOS
Units	km <sup>2</sup>	kt	kt	GJ*10 <sup>6</sup>	kt CO <sub>2</sub> eq	kt	GJ*10 <sup>6</sup>	kt	workers y <sup>-1</sup>	M€	M€	M€	k€	M€
BL	1606	183	93.9	24.8	8024	5755	31.9	325	31310	2846	1926	920	5.7	1155
STalt	1010	108	38.9	16.2	6419	5296	24.5	259	27549	2499	1718	780	6.1	1285

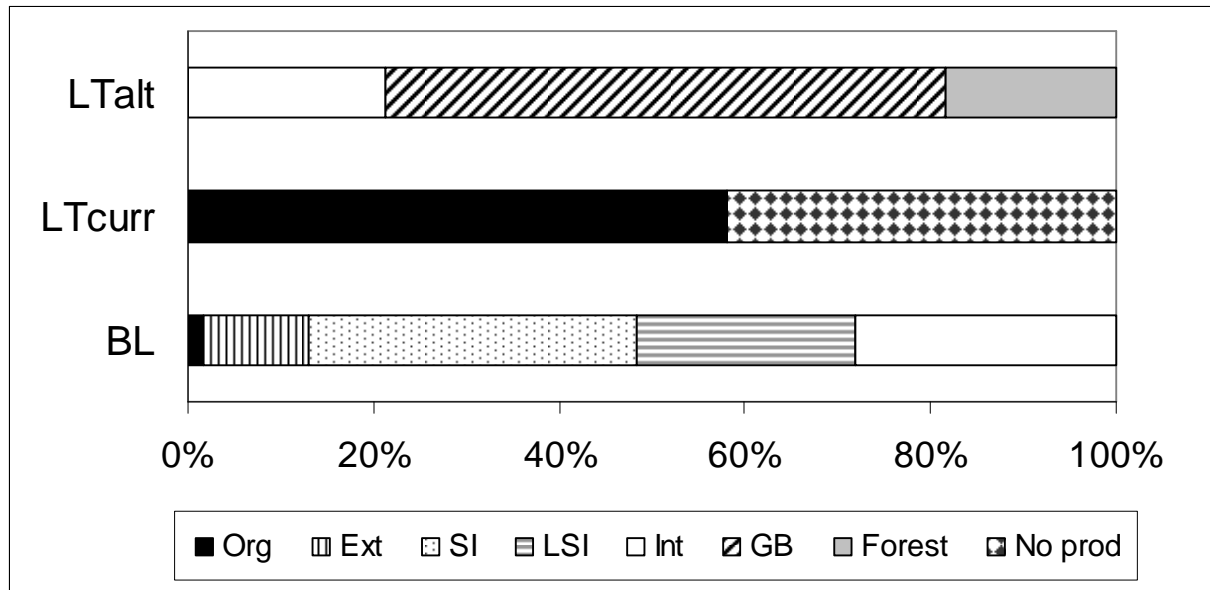
**Table 4. 8. Indicator values for baseline and short-term scenario with alternative land uses (STalt).**

**Abbreviations** - AA: Added area, TN: total nitrogen inputs, NO<sub>3</sub>: nitrate leached, NRE: non-renewable energy use, GHG: greenhouse gas emissions, Milk: milk produced, NE: total nutritional energy, Prot: total protein contained in animal products, Employ: employment, Income: total income, TC: total costs, FP: farm profit, MMR: milk marginal revenue, GOS: gross operating surplus.

### 3.2. Scenario analysis of long-term objectives

Likewise to the short-term scenarios, the MGLP model was unable to find a combination of current land-use types in long-term scenarios that would meet the three environmental constraints while using all of the available land. Only by placing organic farming on 58% of the area and stopping dairy production on the remaining land (i.e., none of the current land uses) would dairy farms be able to meet the NO<sub>3</sub> emission constraint (Fig 4.3).

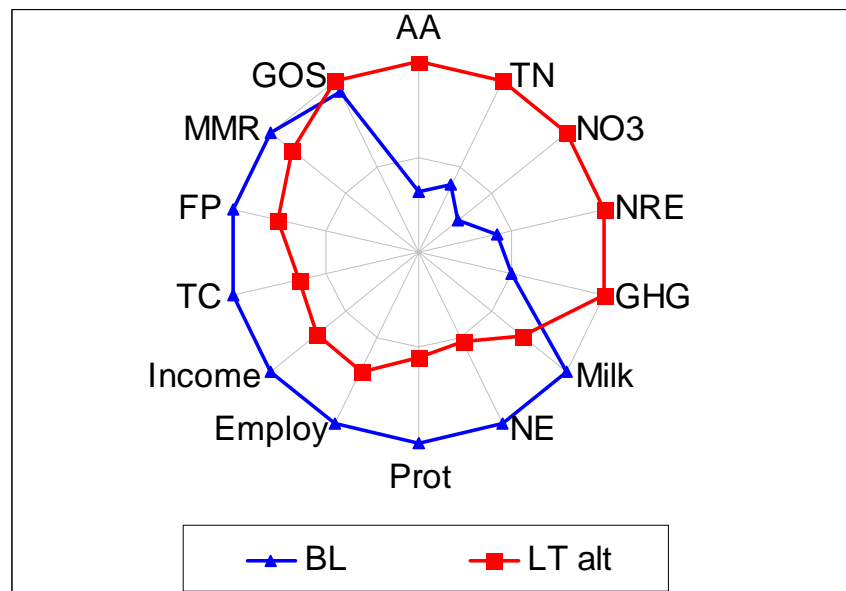
Allowing alternative land-use types, however, made fulfilling the environmental and surface-area constraints of long-term scenarios possible (LTalt).



**Figure 4. 3. Comparison of potential land-use distributions of dairy land in Brittany according to scenarios and long-term environmental objectives: baseline, environmental objectives with current land uses (LTcurr), and environmental objectives including alternative land uses (LTalt).**

**Abbreviations** - ORG: organic, Ext: extensive, SI: semi-intensive, LSI: large semi-intensive, Int: intensive, GB: grass-based dairy system.

Compared to the baseline scenario, the alternative scenario increased autonomy and environmental efficiency indicators but decreased all other indicators except GOS (Fig. 4.4).



**Figure 4. 4. Comparison of baseline and long-term scenario with alternative land use. Scenario with only current land uses (LTcurr) is not shown since it is infeasible. Values near 100 better meet the given objectives.**

LTalt scenarios improved *autonomy* of dairy region, by 68 and 61% in terms of Additional Area (AA) and Total Nitrogen input (TN) respectively (Table 4.9). *Environmental efficiency* indicators were also improved by reducing environmental impacts indicators Nitrate leached

(**NO<sub>3</sub>**), No renewable energy use (**NRE**) and Greenhouse gas (**GHG**), by 74, 58 and 50%. The *productivity* was reduced by around 40% (30% for **milk** indicator and 48 and 45% for nutritional energy (**NE**) and proteins (**PROT**). *Social contribution* was reduced as twice as much of STalt scenario (30%). *Economic viability* decreased in all indicators around 30% excepting the gross operating margin (**GOS**) that was slightly increased.

**Table 4. 9. Indicator values for baseline and long-term scenario at the regional scale allowing alternative land uses.**

	Autonomy		Environmental Efficiency			Productivity			Social	Economic viability				
	AA	TN	NO <sub>3</sub>	NRE	GHG	Milk	NE	Prot	Employ	Income	TC	FP	MMR	GOS
Units	km <sup>2</sup>	kt	kt	GJ*10 <sup>6</sup>	kt CO <sub>2</sub> eq	kt	GJ*10 <sup>6</sup>	kt	workers y <sup>-1</sup>	M€	M€	M€	k€	M€
BL	1606	183	93.9	24.8	8024	5755	31.9	325	31310	2846	1926	920	5.7	1155
LTalt	517	71	24.2	10.6	4012	4008	16.6	179	21630	1947	1246	693	4.9	1083

**Abbreviations** - AA: Added area, TN: total nitrogen inputs, NO<sub>3</sub>: nitrate leached, NRE: non-renewable energy use, GHG: greenhouse gas emissions, Milk: milk produced, NE: total nutritional energy, Prot: total protein contained in animal products, Employ: employment, Income: total income, TC: total costs, FP: farm profit, MMR: milk marginal revenue, GOS: gross operating surplus.

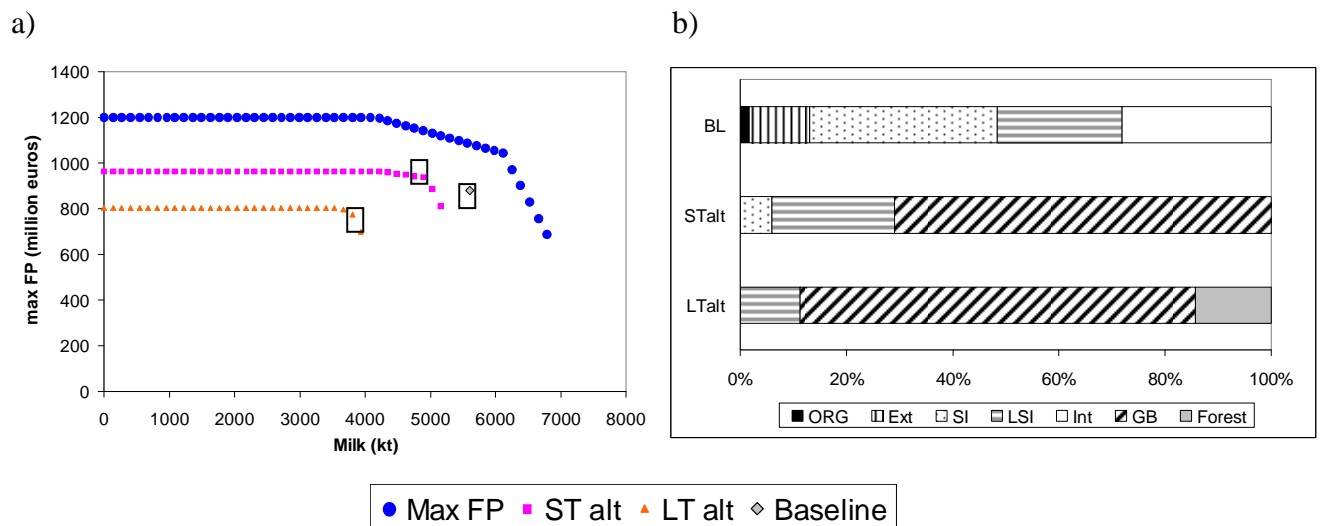
### 3.3. Sustainability trade-offs: environmental and socio-economic objectives

MGLP might also be useful to show trade-offs between socio-economic and environmental goals. We explore two of different goals: maximizing farm profit (FP) and then maximizing employ instead milk production for short and long term scenarios. By using progressive constraints of milk production we have represented the optimal land use configuration (represented in figures inside a square). This optimal configuration show where an economic indicator (i.e. farm profit (FP)) or the social contribution indicators are maximized having the higher level of milk production.

Others objective functions were simulated. Scenarios maximising farm profit alone showed a constant maximum farm profit (1067 € ha<sup>-1</sup>)\_until mean farm milk production increased beyond 3.7 t ha<sup>-1</sup>, incurring higher production costs, thus reducing profit (Fig. 4.5). Nonetheless, compared to the baseline scenario, regional farming profit could increase by 27% while maintaining the same milk production, if all the regional area were used by large



semi intensive farms. When maximising profits while meeting short-term environmental constraints (and allowing grass-based systems), milk production decrease by 10% to keep the baseline level of farm profit (Fig. 4.5a). When maximising profit while meeting long-term objectives (and allowing forest and grass-based systems), maximum regional farm profit decreased from 879 to 797 M€ and milk production also decreased below the baseline level. Thus, compared to short-term goals, stricter long-term environmental goals, even when attempting to maximise farm profit and milk production, could decrease regional farm profit by approximately 9% (81 M€ , ca. 73 € h<sup>-1</sup>) and milk production by 36%. The optimum land distributions might be also described (one point of each curb representing maximum FP and maximum milk production) In the short-term scenario allowing both alternative land uses, optimum land distribution was 59% GB, 28% Semi-Intensive production, 12% Intensive production, and 1% Forest (Fig. 4.5b). In the long-term scenario including alternative activities, optimum land occupation was 78% GB, 14% Forest, and 8% Intensive production.

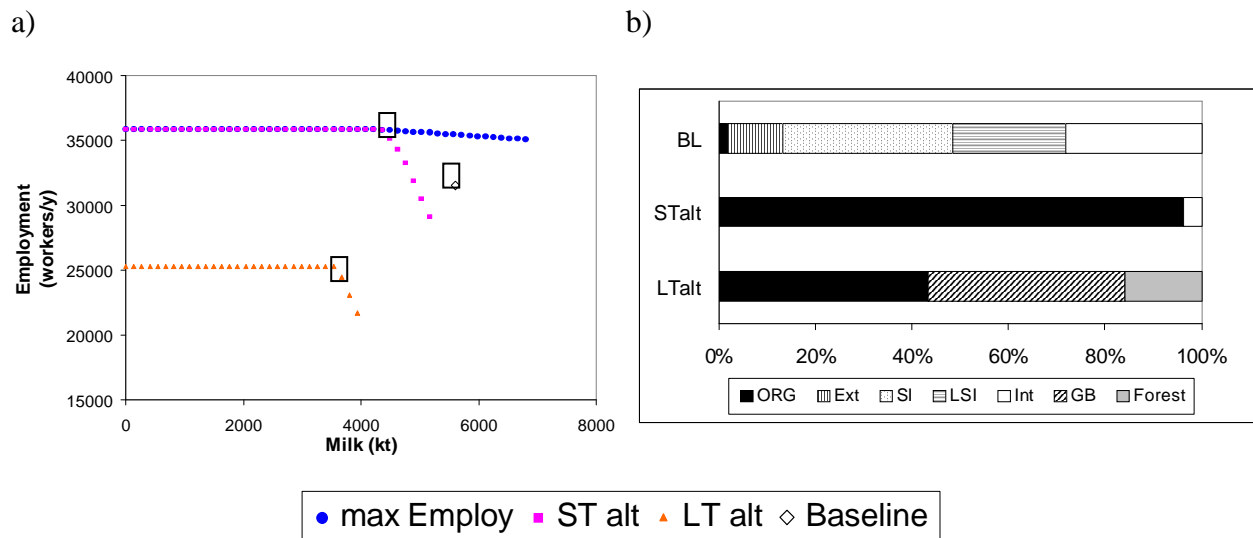


**Figure 4. 5. a) Trade-off between regional farming profit (FP) and milk production according to scenarios. b) Potential land-use distributions of dairy land in Brittany fulfilling environmental objectives and maximising farming profit at the optimum point (within a square)**

Scenarios: Maximising farming profit with no constraints (Max FP, ●), short-term environmental objectives as constraints with grass-based systems allowed (STalt, ■), long-term environmental objectives as constraints with forest and grass-based systems allowed (LTalt, ▲), and baseline values (BL, ◇).

Scenarios maximising employment profit alone predicted that, at a regional level employment could be increased by 14% while maintaining the same milk production (Fig. 4.6a). From a social point of view, creating more than 4000 jobs could have favourable impacts, but given the same level of milk production, this would indicate less efficiency per worker. In the short-term scenario, the baseline employment value can be maintained while meeting

environmental objectives, but at the cost of reducing milk production by 13% compared to the baseline. In contrast, meeting long-term objectives decreased employment by approximately 20% (6000 jobs) and milk production by 36% compared to the baseline. These impacts would have large repercussions on the regional economy. In the short-term scenario including alternative activities, optimum land distribution was 47% Organic, 28% Intensive, 23% GB, and 2% Forest (Fig. 4.6b). For the long-term scenario, optimum land distribution was 43% Organic, 41% GB, and 16% Forest.



**Figure 4.6. a) Trade-off between regional employment and milk production according to 3 scenarios. b) Potential land-use distributions of dairy land in Brittany fulfilling environmental objectives and maximising farming profit at the optimum point (within a square).**

Scenarios: Maximising employment with no constraints (Max Employ, ●), short-term environmental objectives as constraints with grass-based systems allowed (ST alt ■), long-term objectives as constraints with forest and grass-based systems allowed (LT alt ▲), and baseline values (BL, ◇).

## 4. Discussion

Environmental objectives had large consequences on social and economic indicators, especially when allowing only current dairy farm types. When doing so, meeting short-term environmental objectives required transforming nearly all dairy farm area to organic production, which decreased milk production and farm profit. Long-term environmental objectives could not be met with current farm types. Only by allowing conversion to grass-based systems and forest could decreases in milk production and profit of the short-term scenario be mitigated and environmental constraints in the long-term scenario be met. Nonetheless, even with alternative land uses decreasing or compensating the impacts of current land uses, meeting environmental objectives meant decreasing both milk production

and profit at both farm and regional levels. This implies several changes for producers and the whole agricultural sector. Society might be aware about all these implications.

Compensating impacts of one type of land use with other land uses is an option similar to the *land-sparing* principle (Green *et al.*, 2005; Fischer *et al.*, 2008), in which agricultural area is used intensively, leaving other areas uncultivated for wildlife and habitat conservation. An alternative management strategy is *wild farming*, in which the yield per area is lower with agricultural and practices that conserve biodiversity, but which occupies larger surfaces to produce the same final yield. This latter strategy could have been analysed with the MGLP model by modifying indicator values of conventional farm land-use types, but this would have made no difference in the long-term scenarios, where even organic land use alone was not able to meet environmental constraints.

Among environmental constraints, the nitrate leaching objectives were the most limiting factors, related to the increasingly strict environmental regulations in Brittany over the past 15 years (Merot *et al.* 2009). Although farms in this region have improved their nutrient efficiency over time, our study suggests that stricter environmental regulations (nitrate < 10 mg I<sup>-1</sup>) may be difficult to implement in Brittany and other regions where agriculture and livestock production are the dominant land use.

Trade-offs represented after MGLP results are interesting since they show easily the advantages and disadvantages of fulfilling different scenarios. Thus, we could draw the consequences of applying environmental constraints over agricultural production and reveal the challenge that has to face the agricultural policies. At the moment our work represent unchanged conditions while production and land uses change. In real conditions, an important loss of production would increase the pressure over the demand and the price of milk, for instance, might vary seriously having other social and economic consequences.

Different land uses have also be set as possible over all the milk production area with no constraints but some types of milk production as the systems totally based on grass and fodder feeding may be set up in specific natural conditions (i.e. rainfall, soil quality) and farms structure (pastures might be gathered together near of the animal house holding). Likewise, some types of production represent not only strategies of farmers but also perceptions and wisdom (e.g. organic production). All these different consideration could be implemented as

additional constraints. We are currently working in differentiating zones where climatic and pedologic conditions required for different land uses.

Agricultural regions as Brittany may use this kind of study to estimate the distance existing to reach environmental objectives given at national or global scales. More than changing half of the region in forest, these results might be used as an attempt to quantify how much the region need external assistance to compensate the impacts from the agricultural sector or/and to imagine new systems that would produce less but with less impact and more autonomy. In both cases, farmers have to be supported by all citizens and policy makers.

## **5. Conclusion**

Using indicators for five complementary sustainability categories was useful to identify trade-offs between them and may facilitate comprehension by and discussion with stakeholders.

The window of opportunity described by the trade-off curve in the baseline scenario is a starting point to quantify to what extent we can expect to improve the current situation with real farms. It also is useful to measure the socio-economic consequences of farming systems with lower environmental impact. The trade-offs between milk production and maximised employment or farm profit illustrated the potential economic and social costs of meeting environmental regulations. If local stakeholders or the public demand scientific advice for reducing environmental impacts of agriculture, this kind of tool can evaluate how much change may be necessary to reach environmental objectives and its social and economic consequences. Questions to consider include the following: Should farmers be paid to conserve biodiversity and ecosystem services? If system change leads to reduction in employment at the regional scale, how can it be compensated?

This methodological study explored the use of LCA results in sustainability assessment. Although MGLP is capable of considering a somewhat larger number of land-use types than those in this study, we focused on a small number to control for the large variability observed in dairy-farm practices in real systems. Certain changes (e.g., crop rotation, type of feed used) can have relatively large impacts on production, natural resource consumption, and pollutant emissions. Thus, MGLP seems a good tool to explore the range of possible optimisation options of agricultural systems. One disadvantage of both MGLP and LCA is a lack of

dynamic modelling in both approaches. For example, effect of one indicator value on another, nitrogen dynamics, etc.

The major benefits of coupling MGLP and LCA include: (1) taking into account social and economic indicators while considering environmental concerns, (2) quantification of potential environmental impacts to optimise agricultural production from an LCA perspective, (3) consideration of a variety of complementary production modes in a region (not only organic or intensive farms), and (4) generation of scenarios that can be discussed with stakeholders as support information for environmentally-conscious decision making.

## **Acknowledgements**

This research has been funded by the French National Research Agency, SPA/DD project “Animal Production Systems and Sustainable Development” (ANR-06-PADD-017) and the French Environment and Energy Management Agency (ADEME).

## References

- Acosta-Alba, I., Corson, M.S., van der Werf, H.M.G., Leterme, P. Submitted. Using reference values to identify characteristics of low-impact dairy farms.
- Alvarez, J.A., Otero, L., Lema, J.M. 2010. A methodology for optimising feed composition for anaerobic co-digestion of agro-industrial wastes. *Bioresource Technology* 101 (4): 1153-1158.
- Andreoli, M., Tellarini, V. 2000. Farm sustainability evaluation: methodology and practice. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 77 (1-2): 43-52.
- Basset-Mens, C., van der Werf, H.M.G. 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture Ecosystems & Environment* 105 (1-2): 127-144.
- Berentsen, P.B.M., Giesen, G.W.J. 1995. An environmental-economic model at farm level to analyse institutional and technical change in dairy farming. *Agricultural Systems* 49 (2): 153-175.
- Bretagne Environnement. 2008. L'environnement en Bretagne. Cartes et chiffres clés. <http://www.bretagne-environnement.org>, Rennes, France, pp. 164.
- Brooke, A., Kendrick, D., Meeraus, A. 1992. GAMS: a user's guide. Release. 2.25. Scientific Press Available at: [www.gams.com](http://www.gams.com).
- CEDAPA. 2010. Centre d'Etude pour un Développement Agricole Plus Autonome Available at: <http://www.cedapa.com/index.htm>. Accessed on: 03/07/2010.
- CITEPA. 2010. Rapport National d'Inventaire pour la France au titre de la Convention Cadre des Nations Unies sur les changements climatiques et du protocole de Kyoto. CITEPA, Paris - France, pp. 1168.
- Dauvier, F., Février, M. 2009. Enquête sur la structure des exploitations en 2007. Le tiers des exploitations laitières bretonnes sont intensives. Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt de Bretagne. Service régional de l'Information Statistique et Economique SRISE, Rennes - France.
- De Wit, C.T., Van Keulen, H., Seligman, N.G., Spharim, I. 1988. Application of interactive multiple goal programming techniques for analysis and planning of regional agricultural development. *Agricultural Systems* 26 (3): 211-230.

- DIREN. 2005. L'eau en Bretagne. Bilan 2004. Direction Régionale de l'Environnement en Bretagne, Rennes, France. <http://www.bretagne.ecologie.gouv.fr/UserFiles/File/EAU/BilanDIREN2004.pdf>.
- DIREN. 2008. L'eau en Bretagne. Bilan 2007. Direction Régionale de l'Environnement en Bretagne, Rennes, France. [http://www.diren.bretagne.developpement-durable.gouv.fr/Eau/Tableaux\\_Bord/Tab-Bord\\_2007/BilanDIREN-2007.pdf](http://www.diren.bretagne.developpement-durable.gouv.fr/Eau/Tableaux_Bord/Tab-Bord_2007/BilanDIREN-2007.pdf).
- DRAAF Bretagne. 2009a. Agreste Bretagne. Memento de la statistique agricole. Ministère de l'alimentation de l'agriculture et de la pêche, Rennes, France, pp. 20.
- DRAAF Bretagne. 2009b. Enquête sur la structure des exploitations en 2007. Le tiers des exploitations laitières bretonnes sont intensives. Agreste Bretagne Ministère de l'alimentation de l'agriculture et de la pêche (Juillet 2009).
- DRAAF Bretagne. 2009c. Tableaux de l'agriculture Bretonne. DRAAF Bretagne, Rennes, France, pp. 171.
- EC (Council of the European Communities), 1991. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources L 375 31. Brussels, Belgium.
- EC (Council of the European Communities), 2006. Communication from the commission to the council and the European Parliament. Renewable Energy Road Map. Renewable energies in the 21st century: building a more sustainable future. COM(2006) 848. Brussels, Belgium.
- EESC (European Economic and Social Committee), 2009. Opinion of the European Economic and Social Committee of 17 september 2009 on 'Climate Change International Negotiations'. 2009/C77/19. Brussels, Belgium.
- Fischer, J., Brosi, B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Goldman, R., Goldstein, J., Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ranganathan, J., Tallis, H. 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers in Ecology and the Environment* 6 (7): 380-385.
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., M., S., Van Dorland, R. (Eds.). 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

- French Ministry of Agriculture and Fisheries. 2009. Plan de performance énergétique des exploitations agricoles 2009 - 2013. French Ministry of Agriculture and Fishing,, Paris - France.
- Frischknecht, R., Steiner, R., Braunschweig, A., Egli, N., Hildesheimer, G. 2008. Swiss Ecological Scarcity Method: The New Version 2006. Methode der ökologischen Knappheit - Ökofaktoren 2006.
- GE. 2008. Synthèse des principales mesures de la loi d'orientation. Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer, Paris-France. <http://www.legrenelle-environnement.fr/spip.php?article899>.
- Giovanni, R. 2002. Changes in the nitrogen and phosphorus potentials of animal origin in Brittany in the years 1998-2001. *Fourrages*(170): 123-140.
- Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A. 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* 307 (5709): 550-555.
- Janssen, S., van Ittersum, M.K. 2007. Assessing farm innovations and responses to policies: A review of bio-economic farm models. *Agricultural Systems* 94 (3): 622-636.
- Jouzel, J., Stern, N., Bard, E., Lion, Y., Blanc, P., Rossinot, P., Pouliquen, H., Burin des Roziers, E. 2007. Lutter contre les changements climatiques et maîtriser l'énergie. Ministry of Ecology, Energy, Sustainable Development, Paris - France.
- López-Ridaura, S., Keulen, H.V., Ittersum, M.K.v., Leffelaar, P.A. 2005. Multiscale Methodological Framework to Derive Criteria and Indicators for Sustainability Evaluation of Peasant Natural Resource Management Systems. *Environment, Development and Sustainability* 7 (1): 51-69.
- Lopez-Ridaura, S., van Keulen, H., van Ittersum, M.K., Leffelaar, P.A. 2005. Multiscale sustainability evaluation. Quantifying indicators for different scales analysis and trade-offs using Linear-Programming. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 12 (2): 81-97.
- Mabon, F., Raimbault, T., Moreau, P., Devienne, S., Delaby, L., Durand, P., Ruiz, L., Vertes, F. 2009. How to conciliate the technico-economic and the environmental efficiency of farms in a difficult environment: role of the agrarian diagnosis. *Fourrages*(199): 373-388.
- Ménesguen, A. 2003. Les Marées vertes en Bretagne, la responsabilité du nitrate (In French). French Research Institute for Exploitation of the Sea, Plouzané, France, pp. 11.
- Merot, P., Aurousseau, P., Gascuel-Odoux, C., Durand, P. 2009. Innovative assessment tools to improve water quality and watershed management in farming areas *Integrated Environmental Assessment and Management* 5 (1): 158-166.



- Meyer, B.C., Lescot, J.M., Laplana, R. 2009. Comparison of Two Spatial Optimization Techniques: A Framework to Solve Multiobjective Land Use Distribution Problems. *Environmental Management* 43 (2): 264-281.
- Munda, G. 2005. "Measuring Sustainability": A Multi-Criterion Framework. *Environment, Development and Sustainability* 7 (1): 117-134.
- Payraudeau, S., van der Werf, H.M.G., Vertès, F. 2006. Evaluation of an operational method for the estimation of emissions of nitrogen compounds for a group of farms. *International Journal of Agricultural Resources Governance and Ecology* 5 (2-3): 224-246.
- PEFC, P.d.R.d.C.F. 2008. Etats de lieux de la gestion forestière durable PEFC Ouest. PEFC Assemblée Générale. Rennes, France. 8 janvier 2008.
- Rosenthal, R. 2006. GAMS: a user's guide. GAMS Development Corporation, Washington, DC. USA.
- Sauvant, D., Perez, J.-M., Tran, G. 2004. Tables de composition et de valeur nutritive des matières premières destinées aux animaux d'élevage (In French). INRA-AFZ, Paris, France, pp. 301.
- Souci, S., Scherz, H., Fachmann, W., Kraut, H., Senser, F. 2000. Food composition and nutrition tables. CRC Press, Bonn, Germany, pp. 1182
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., Haan, d.C. (Eds.). 2006. Livestock's long shadow : environmental issues and options. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome. Italy.
- Steinfeld, H., Mooney, H., Schneider, F., Neville, L. (Eds.). 2010. Livestock in a Changing Landscape: Drivers, consequences and responses. Island Press, Washington DC, United States.
- Vallet, P., Meredieu, C., Seynave, I., Bélouard, T., Dhôte, J.-F. 2009. Species substitution for carbon storage: Sessile oak versus Corsican pine in France as a case study. *Forest Ecology and Management* 257 (4): 1314-1323.
- van Calster, K.J., Berentsen, P.B.M., de Boer, I.J.M., Giesen, G.W.J., Huirne, R.B.M. 2007. Modelling worker physical health and societal sustainability at farm level: An application to conventional and organic dairy farming. *Agricultural Systems* 94 (2): 205-219.
- van Cauwenbergh, N., Biala, K., Bielders, C., Brouckaert, V., Franchois, L., Garcia Ciudad, V., Hermy, M., Mathijs, E., Muys, B., Reijnders, J., Sauvenier, X., Valckx, J., Vanclooster, M., Van der Veken, B., Wauters, E., Peeters, A. 2007. SAFE--A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120 (2-4): 229-242.

- van der Werf, H.M.G., Kanyarushoki, C., Corson, M.S. 2009. An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management* 90 (11): 3643-3652.
- van der Werf, H.M.G., Petit, J. 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture Ecosystems & Environment* 93 (1-3): 131-145.
- van Ittersum, M.K., Rabbinge, R., van Latesteijn, H.C. 1998. Exploratory land use studies and their role in strategic policy making. *Agricultural Systems* 58 (3): 309-330.
- Yousefpour, R., Hanewinkel, M., Le Moguedec, G. 2010. Evaluating the Suitability of Management Strategies of Pure Norway Spruce Forests in the Black Forest Area of Southwest Germany for Adaptation to or Mitigation of Climate Change. *Environmental Management* 45 (2): 387-402.
- Zahm, F., Viaux, P., Vilain, L., Girardin, P., Mouchet, C. 2008. Assessing Farm Sustainability with the IDEA Method - from the Concept of Agriculture Sustainability to Case Studies on Farms. *Sustainable Development* 16 (4): 271-281.

« We are trying to use sustainability indicators as a tool to gauge something that is highly subjective and ridden with human values and desires, yet we are trying to do this either by ignoring these very human aspects or by trying to reduce them to a few simple numbers »

Simon Bell and Stephen Morse (2001)



## Discussion et conclusion générale

Sous sa forme actuelle, l'ACV ne permet pas de juger si les valeurs des impacts environnementaux estimés sont compatibles avec le développement durable. Le principe le plus utilisé est de comparer des systèmes/scénarios alternatifs et de considérer comme meilleur celui qui génère le moins d'impact, ceci correspond à l'approche *less is better*. Cependant, ce paradigme d'interprétation ne permet pas de savoir si l'impact est suffisamment faible pour assurer la préservation de l'environnement. En partant de ce constat, les travaux de cette thèse se sont concentrés sur les pistes qui pourraient permettre de déterminer des valeurs limites compatibles avec le développement durable. Ce dernier chapitre comporte la présentation des acquis de la thèse, la discussion des choix réalisés et des questions soulevées et des perspectives envisageables pour la suite.

### 1. Définition des limites de la durabilité environnementale

La première étape a été de définir le développement durable (DD) et le champ dans lequel les systèmes de production agricole doivent s'inscrire pour être durables. Dans l'introduction de la thèse, le DD a été décrit comme un mode de développement qui respecte les limites posées par la biosphère. D'après cette définition, le respect des limites environnementales est un pré-requis indispensable pour les autres piliers de la durabilité.

L'intérêt principal d'adopter un schéma hiérarchique des piliers du DD repose sur le constat du manque d'opérationnalité du DD. Il ne s'agit pas de privilégier l'environnement au détriment des autres piliers, mais de concevoir le développement social et économique dans les limites de nos systèmes naturels, tout en préservant les biens et services qui conditionnent notre propre survie. Il n'est pas question de négliger les piliers économique et social mais de proposer une nouvelle approche du développement durable, car un développement qui permette de respecter les VR, sans la viabilité économique et l'équité social, ne peut en aucun cas être considéré comme durable.

Il est difficile d'accepter la nécessité d'identifier des limites à ne pas dépasser pour l'agriculture dans le contexte actuel où la crise alimentaire a provoqué les émeutes de la faim en 2009. L'inégalité de la répartition des ressources et d'accès à la nourriture est telle que nous avons dépassé aujourd'hui le milliard de personnes qui souffrent de faim aujourd'hui (soit deux fois la population totale de l'Europe des 27). Face à un tel défi est-ce réaliste de croire que l'augmentation de la production pourra à elle seule répondre au problème de la faim, alors que les plus touchés sont également les plus pauvres ? Est-ce réaliste d'oublier qu'une telle augmentation suivant le schéma actuel de développement aura un impact non négligeable sur un environnement déjà fortement perturbé ?

Je pose intentionnellement ces questions au début de la discussion de ma thèse pour montrer à quel point parler d'un véritable développement durable est complexe et aborde des aspects qui peuvent paraître extrêmement loin du monde scientifique mono disciplinaire. De plus en plus d'auteurs constatent l'impossibilité de réussir un jour à faire vivre l'humanité au même niveau que les pays développés avec une planète à ressources limitées comme la notre (Smil, 2002; Falkenmark, 2007). Il est donc nécessaire qu'aujourd'hui, nous puissions prendre conscience des limites auxquels nous devons nous restreindre. Respecter ces limites fait appel à un changement de paradigme du développement et de société. En agriculture, ces changements doivent être suivis de près par l'innovation et la recherche agronomique pour permettre aux systèmes agricoles de s'adapter à ces nouvelles demandes.

La détermination de VR a été l'approche retenue pour définir les limites de la durabilité environnementale à respecter. Des VR ont été définies pour trois catégories d'impact. Ces catégories ont été choisies selon la notion de Capital Naturel Critique (CNC) qui comprend des services écosystémiques et des éléments des écosystèmes à sauvegarder. Les principes de durabilité donnés par Ekins *et al.* (2003) facilite la compréhension du CNC et donne un cadre conceptuel général qui d'être appliqué à des problématiques et contextes différents. La définition des VR est une première étape de prise en compte des limites environnementales dans des méthodes quantitatives d'analyse d'impact en intégrant des connaissances disponibles sur les écosystèmes. Reste encore à approfondir les interactions éventuelles entre les stratégies de réduction d'un impact qui peuvent amener l'augmentation d'un autre impact.

Les trois catégories d'impact retenues ont été : le changement climatique (Climate Change, CC), l'utilisation d'énergie non renouvelable (Non Renewable Energy use, NRE) et

l'eutrophisation et la dégradation de la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine, provoquées par nitrates (Water Quality, WQ). Lors de la détermination et l'application des valeurs de référence, nous avons été confrontés à la nécessité de faire certains choix et d'adopter certaines hypothèses qui méritent d'être discutés. Parmi les facteurs qui entrent en ligne de compte dans la définition et la quantification des VR nous avons : unité fonctionnelle type de VR, la source qui a servi à établir la VR et l'échelle des impacts étudiés (locaux/régionaux ou globaux).

## **2. Unité fonctionnelle**

Une des questions importantes à traiter lors du présent travail était le choix de l'unité fonctionnelle. L'unité fonctionnelle d'un produit est la grandeur qui quantifie la fonction du système. Il faut donc préciser quelle est la fonction du système étudié. L'agriculture étant multifonctionnelle, il s'avère difficile de choisir sa fonction principale.

La principale fonction de l'agriculture est de produire des aliments. L'unité fonctionnelle la plus appropriée semble le kilogramme de produit. Cependant, considérer les impacts par kilogramme de produit revient souvent à se concentrer sur une meilleure efficacité environnementale, soit avec l'augmentation de la productivité pour la même quantité d'intrants, soit par le maintien de la production avec la réduction d'intrants pour alléger le bilan environnemental. Pourtant, sans établir de valeurs de référence (VR) quantifiées (même si elles sont relatives), il y a un risque réel de contre balancer les efforts faits par kilo de produits par une consommation en volume plus importante, ce qui peut amener à aggraver l'empreinte environnementale existante.

J'ai donc considéré que l'agriculture a comme fonction la valorisation de la ressource limitée qui est le sol en produisant des denrées alimentaires. Cette fonction lie l'agriculture directement à la surface terrestre, elle-même liée au fonctionnement des écosystèmes et ainsi aux limites de l'environnement à respecter. Ce choix reste conditionné à l'objectif de l'étude qui porte sur la réflexion sur des valeurs de référence de durabilité.

Autres fonctions importantes des systèmes agricoles sont d'une part de dégager un revenu acceptable pour l'agriculteur et de l'autre, de permettre le développement des campagnes et territoires ruraux. Pour le cas d'étude en question, l'unité fonctionnelle de l'hectare permettrait également de mieux considérer ces fonctions qui font allusion aux autres piliers de la durabilité en utilisant des indicateurs tels que la marge brute ou le excédant brut

d'exploitation. Dans le cadre breton, les systèmes les plus productifs n'assurent pas systématiquement une viabilité économique (DRAAF Bretagne, 2008), contrairement à ce que l'on aurait pu imaginer. Ceci reflète les contradictions qui pèsent sur l'agriculture, un secteur où les prix sont réfléchis à l'échelle mondiale, les coûts de production sont liés aux contextes locaux et la demande est inégalement répartie sur la planète. Tous ces facteurs dépassent largement unité de prise de décision dans les exploitations, d'où la difficulté d'améliorer la durabilité des exploitations sans élargir la réflexion à des niveaux supra-territoriaux.

### 3. Types, sources et échelles des VR

Pour chaque catégorie d'impact, deux types de VR ont été définies : les VR normatives et les VR relatives. Les VR normatives proviennent des sources scientifiques et réglementaires. En revanche, les VR relatives proviennent des valeurs des indicateurs mesurés qui correspondent au quartile des exploitations ayant le moins d'impact.

VR normatives proviennent de deux **sources** différentes (chapitre 2) : les études scientifiques (*science-based*) et les objectifs politiques (*policy-based*). Au sein des VR normatives *science-based* apparaissent des valeurs cibles (*target values*) et des valeurs représentant des limites environnementales (*environmental limits*). Le fait d'avoir plusieurs VR peut aider à introduire une notion de marge de sécurité. En outre, certaines études introduisent le principe de précaution ou la comparaison des indicateurs mesurés dans le milieu naturel.

Les VR relatives peuvent s'avérer utiles notamment lorsque les utilisateurs sont les agriculteurs eux-mêmes. Dans ce cas, les VR relatives sont un point de repère plus facile à comprendre car il est possible d'identifier les exploitations qui respectent ces VR relatives et ainsi savoir vers quel(s) mode(s) de fonctionnement se diriger. Ces VR relatives peuvent également être de grande aide lorsqu'aucune VR normative n'est respectée. Ainsi, la comparaison entre les VR normatives et les VR relatives peut permettre aux décideurs de déterminer le degré de difficulté à atteindre les VR normatives pour un secteur d'activité donné. Par exemple, concernant les émissions de gaz à effet de serre (GES) estimées dans cette étude, la moyenne des émissions des exploitations analysées avoisinait les 6 tonnes d'équivalent CO<sub>2</sub> par hectare. La VR relative (1<sup>er</sup> quartile) était d'environ 5,2 tonnes



d'équivalent CO<sub>2</sub> par hectare alors que les VR normative variaient entre 3,0 et 4,8 tonnes d'équivalent CO<sub>2</sub> par hectare. Diminuer de moitié les émissions moyennes de ces exploitations semble donc un objectif très ambitieux, voir inatteignable, car même les exploitations laitières en Bretagne les plus performantes sont loin de l'objectif final.

La disponibilité des sources ayant permis de fixer les VR utilisées est très variable. Lorsqu'il s'agit des catégories d'impacts telles que le CC, les études scientifiques sont nombreuses et très accessibles, alors que pour l'impact NRE, très peu d'études sont disponibles. La plus faible disponibilité de données pour la NRE pourrait augmenter l'incertitude de l'estimation de ses VR (par rapport à celles du CC).

L'*échelle* est également un facteur qui a une forte influence lors de la définition des catégories d'impact et donc dans la définition des VR associées. Pour les impacts globaux, les VR normative ont été fixées par hectare de surface utilisée sur l'exploitation et en dehors de l'exploitation (surface associée à la production des intrants tels que les aliments, fourrages... dite surface indirecte), tandis que pour les impacts régionaux, les VR ont été fixées par hectare de surface utilisée sur l'exploitation (surface dite directe). Ce choix s'explique de par la nature des impacts régionaux. En effet, les impacts régionaux considérés dans la thèse se réfèrent à des émissions qui représentent des facteurs limitant pour des problèmes environnementaux qui touchent la région Bretagne, comme par exemple l'eutrophisation.

Dans le cas des catégories d'impact globales telles que le CC et le NRE, les VR normatives ont été calculées à partir des objectifs de réduction qui ont été appliqués à toutes les émissions ou utilisations de ressources, qu'elles aient lieu sur l'exploitation (qui se situe en Bretagne) ou ailleurs (ailleurs en Bretagne, en France ou dans le monde, associées aux intrants utilisées sur l'exploitation) car elles sont imputables au processus de production de l'exploitation.

Ce type de VR normative dépend d'une hypothèse importante, celle de *l'équité de la réduction*. Cette hypothèse peut être appliquée à différents niveaux. Par exemple, dans cette étude la même réduction a été appliquée indifféremment à tous les systèmes de production. Le fait d'appliquer les objectifs de réduction sur la valeur moyenne des indicateurs obtenue à partir de la population des exploitations productrices de lait, permet de prendre en compte les efforts qui ont déjà été faits par certains. En effet, les fermes ayant les émissions les plus faibles sont plus proches de la VR. Le deuxième niveau d'application de l'hypothèse d'équité

est un peu plus complexe. Ce niveau correspond à l'application d'une diminution égale à tous les secteurs de l'économie. A premier abord il serait vraisemblablement difficile, d'un point de vue politique, de choisir les secteurs qui seraient autorisés à « relâcher les efforts » et ceux qui devraient faire un effort supplémentaire. Néanmoins, la question pourrait être posée à juste titre, à savoir s'il faut réfléchir à faire d'avantage d'efforts dans d'autres secteurs (ex. transports) qui semblent avoir une marge de manœuvre plus importante grâce aux innovations techniques pour compenser l'impact du secteur agricole.

D'autres hypothèses auraient pu être utilisées pour calculer les VR normative. Par exemple, l'objectif de réduction des GES aurait pu être appliqué aux émissions totales à niveau régional, la valeur obtenue étant ensuite rapportée à l'hectare et demander aux secteurs d'activité présents dans la région de s'y conformer. Néanmoins, ce calcul peut présenter deux inconvénients. Le premier est celui d'engendrer des inégalités entre les activités très émettrices sur une petite surface et les activités générant peu d'émissions. Le deuxième inconvénient provient des inventaires d'émissions existants (CITEPA, 2005). Ces inventaires ne prennent pas en compte les émissions qui ont eu lieu en dehors de la région lors de la production d'intrants (notamment aux aliments utilisés par les productions animales). Ces hypothèses n'ont pas été retenues mais elles pourraient être testées une fois que l'on aura remédié à ces inconvénients.

Pour les catégories d'impact qui peuvent être régionalisées, la charge critique à ne pas dépasser doit être calculée à l'échelle régionale car de cette façon, elle traduit le mieux l'ampleur de l'impact. L'impact sur la qualité de l'eau (WQ) représente les catégories d'impact régionales.

En Bretagne, l'exemple de charge critique qui a été calculée concerne les émissions des nitrates et leur concentration maximale admissible dans les cours d'eau qui alimentent les eaux côtières. En effet, l'azote utilisé en excès dans les exploitations agricoles est responsable de l'eutrophisation côtière et de la dégradation de la qualité des eaux de surface prélevées pour la consommation humaine. Seuls les nitrates ont été considérés. Même si l'estimation des nitrates potentiellement lessivables provient d'un solde de bilan au niveau de l'exploitation, qui intègre indirectement les intrants utilisées (aliments, déjections achetées, engrais), la prise en compte de l'impact engendré sur la qualité de l'eau en dehors de la

Bretagne (notamment lors de la production des cultures pour les aliments concentrés) reste une question à résoudre.

Etant donné que les estimations des pertes maximales de nitrates admissibles pour respecter les VR normative ont été calculées à l'hectare, ces valeurs pourraient être appliquées à toute production en Bretagne. Par ailleurs, même si la méthode utilisée pour le calcul des pertes maximales à la parcelle pour le respect des VR était simple, les concentrations à l'exutoire estimées à l'aide de cette méthode sont proches des valeurs obtenues par modélisation avec le modèle TNT2 (Modèle de Transfert et de Transformations d'Azote), pour un bassin versant, où les caractéristiques et phénomènes hydrologiques sont considérés plus finement (ex. nature du sol et de nappe drainante, successions culturales ; (Raimbault *et al.*, 2009). La proximité de ces valeurs est un aspect rassurant de la méthode utilisée, mais l'aptitude de cette dernière à rendre compte de modifications des pratiques demanderait à être étudiée plus en détail.

La principale difficulté rencontrée dans la prise en compte des caractéristiques régionales a été la grande variabilité spatiale et la sélection des facteurs physiques ou géographiques à considérer. Lors de l'estimation des pertes des nitrates dans la définition de la VR WQ, nous avons intégré des caractéristiques régionales (ex. l'existence des zones humides), mais cette approche peut être aussi approfondie à travers l'utilisation de modèles de simulation de devenir des polluants, comme TNT2.

#### **4. Utilisation des valeurs de référence pour guider les systèmes laitiers vers la durabilité**

Les VR ont été utilisées à deux niveaux d'analyse différents : au niveau de l'exploitation et au niveau du territoire. Au niveau de l'exploitation, l'utilisation des VR a permis de déceler des caractéristiques prometteuses au sein d'un ensemble d'exploitations. Un résultat intéressant est d'avoir constaté que parmi les exploitations qui ont une bonne efficacité environnementale se retrouvent plusieurs types d'exploitations (biologiques, extensifs, semi-intensifs, intensifs). Souvent les analyses environnementales comparent deux systèmes et choisissent comme meilleure alternative celui qui a le moins d'impact. Dans le cas présent, les VR ont permis de sélectionner au sein de chaque type d'exploitation, des exploitations qui peuvent servir de « guide ».

Selon la catégorie d'impact observée, les exploitations conventionnelles qui respectent les VR ne sont pas toujours les mêmes. Ainsi, les exploitations qui respectent la VR CC présentent deux tendances différentes : d'un côté, les exploitations intensives qui produisent plus de lait par vache et plus de cultures de vente et de l'autre côté les exploitations extensives qui utilisent peu d'intrants et qui ont des systèmes fourragers basés sur l'herbe. Les exploitations qui respectent la VR WQ sont plus autonomes et utilisent moins d'intrants riches en azote (notamment moins d'aliments concentrés). Finalement, les exploitations respectant la VR NRE sont les systèmes spécialisés lait dont l'alimentation est exclusivement basée sur l'herbe.

La plupart des exploitations biologiques respectent les trois VR. L'exploitation biologique qui utilise le plus de concentrés en consomme moitié moins que l'exploitation conventionnelle qui en consomme le moins. Leur système d'alimentation est basé sur le pâturage et la distribution de foin. Les exploitations biologiques qui ne respectent pas les VR ont une des particularités suivantes : soit elles produisent beaucoup de cultures de vente, soit elles disposent de peu de surface ce qui les amène à importer des aliments pour compléter la ration fourragère.

D'après les résultats de l'analyse, il y a une incompatibilité entre un haut niveau de production de lait par vache et par hectare et un faible impact par hectare. En effet, la plupart des exploitations les plus respectueuses de l'environnement produisent moins de lait par vache et par hectare. Cependant, lorsque la productivité est évaluée par l'indicateur *énergie nutritionnelle* qui agrège tous les produits vendus sous une même unité énergétique, l'effet de la différence de productivité est atténué sauf pour l'impact NRE. Les exploitations qui respectent la VR NRE sont celles qui produisent le moins de lait et d'énergie nutritionnelle. D'un point de vue méthodologique, ceci montre l'importance de l'utilisation d'autres indicateurs de production, et d'un point de vue agronomique, la forte dépendance de la production agricole aux ressources énergétiques non renouvelables.

Les résultats obtenus par l'analyse comparative permettent d'identifier les caractéristiques des exploitations les plus proches de la durabilité pour chacune des VR à la fois. Presqu'aucune exploitation ne respecte les 3 VR à la fois même si lorsqu'une VR est respectée les 2 autres sont généralement basses. De manière générale, il n'est donc pas certain qu'abaisser un indicateur en dessous de la VR suffisse à faire respecter les 2 autres VR.

L'application des VR sur différents types d'exploitations (extensives, intensives, spécialisés, mixtes, conventionnelles et biologiques), permet d'imaginer des stratégies de gestion à un niveau supra-exploitation. Comme nous l'avons vu auparavant, les préconisations au niveau de l'exploitation en vue d'atteindre les VR CC, WQ ou NRE ne sont pas identiques. La réflexion devrait alors se faire à une échelle décisionnelle supérieure où les efforts des exploitations dans la région seraient réunis pour préserver le capital naturel. Il serait en effet possible de mener une réflexion collective afin d'identifier les atouts et les contraintes imposés par le milieu naturel et de choisir le type de gestion qui conviendrait pour réduire l'impact environnemental tout en profitant au maximum des conditions du milieu. Ainsi, dans les zones sensibles (zones en excédant structurel, exploitations avec des parcelles près des cours d'eau, sols peu profonds...), il faudrait conserver des systèmes de production autonomes basés sur la conduite en prairie qui permettent de répondre aux VR WQ et NRE. Le reste du territoire pourrait être utilisé par des exploitations plus intensives qui associent des cultures de vente et une forte production de lait par tête. Ces stratégies permettraient de réduire les émissions de GES et d'atteindre la VR CC. Ce type de proposition peut encore aller plus loin en intégrant des activités non agricoles telles que la forêt, à l'intérieur ou à l'extérieur des exploitations. C'est le principe de compensation.

Le principe de compensation doit évidemment prendre en compte la réalité des exploitations. Par exemple, aujourd'hui l'agrandissement des exploitations a provoqué une dispersion importante du parcellaire introduisant une variabilité très importante au sein de l'exploitation. Ceci rend aussi plus difficile la gestion du pâturage. Le respect des VR pour une agriculture environnementalement durable impliquerait des adaptations et des transformations profondes du secteur laitier, tels que le réaménagement du territoire agricole, qui ne peuvent pas avoir lieu sans un processus de concertation.

L'approche territoriale réalisée dans notre travail a permis d'envisager ces mesures de compensation et de nouveaux modes d'occupation du sol. Nous avons vu qu'atteindre les VR définies dans cette thèse, tout en conservant la production actuelle, est irréalisable au niveau de l'exploitation. Le changement d'échelle a permis d'identifier les alternatives pour atteindre les VR normatives les plus exigeantes. L'originalité de l'approche territoriale abordée par l'utilisation de la programmation linéaire est d'un côté, l'utilisation des indicateurs socio-économiques et d'un autre côté, la génération de scénarios utilisant des activités alternatives

peu répandues mais qui pourraient aider à la création d'un meilleur équilibre entre les impacts économiques, sociaux et environnementaux de l'agriculture.

Dans le chapitre 4, la durabilité a été décrite sous forme de critères. Quatre critères ont été choisis (autonomie, efficacité environnementale, viabilité économique et contribution sociale), chacun décrit par des indicateurs. Ces indicateurs ont permis de percevoir, au niveau du bassin de production laitier breton, les conséquences du respect des VR introduites en tant que contraintes et la configuration de la mosaïque des exploitations qu'il faudrait pour maximiser la production de lait tout en respectant ces contraintes.

Le respect des VR les moins strictes est possible à atteindre avec les types d'exploitations les plus répandus actuellement, uniquement si 95 % de la surface est occupée par la production biologique. Dans ce cas, l'efficacité environnementale est améliorée mais la productivité et les indicateurs classiques de la viabilité économique diminuent. Lorsqu'un autre type d'exploitation est introduite dans la mosaïque (système très performant basé exclusivement sur le pâturage), il permet de relever les indicateurs économiques et le niveau de production de lait sans toutefois maintenir, le niveau de production actuel.

Dans le but d'explorer des possibilités pour respecter les VR les plus strictes, la compensation des impacts par l'implantation de la forêt a été simulée. Cette compensation permet d'atteindre les VR les plus strictes mais entraîne une perte de production importante. Lorsque la forêt est associée au système laitier basé sur les prairies, le niveau de production et les indicateurs économiques augmentent. Cependant, une diminution de 30% de la quantité de lait produite aujourd'hui est prédite. La diminution de la production d'énergie nutritionnelle est plus importante (47 %) car le système herbager prend la place des cultures produites. A ce niveau aussi, le *trade-off* entre la préservation de l'environnement et la production est mis en évidence.

Les pertes de revenu et la diminution du nombre de salariés ont été quantifiées et montrent un exemple de l'importance des conséquences du respect de la durabilité environnementale sur les autres piliers du développement durable agricole. Si la société souhaite conserver le CN et demande un effort aussi important aux agriculteurs, il faudrait être prêt à compenser leur perte de revenu (par exemple par des subventions liées à la protection de l'environnement, deuxième pilier de la Politique Agricole Commune) et créer des emplois (si la pression sur

l'environnement est réduite, il serait peut être possible de relancer d'autres secteurs comme le secteur touristique). Il est désormais nécessaire de commencer à concevoir le développement social et économique dans les limites de nos systèmes naturels, non seulement avec l'effort des producteurs mais de tous les citoyens.

## **5. Acquis méthodologiques et voies d'amélioration possibles**

### **5.1. Méthode d'analyse EDEN et indicateurs d'impact**

L'analyse environnementale faite à l'aide de l'outil EDEN pourrait être améliorée en ajoutant une fonctionnalité qui permettrait aux exploitants de mieux décrire leurs pratiques (composition de la ration, assolement, rotations, pratiques de fertilisation....) et les caractéristiques du milieu (type et profondeur du sol, localisation des parcelles). Ce niveau de détail permettrait probablement de réaliser un meilleur calcul des indicateurs mais surtout une meilleure interprétation des résultats, notamment lors des analyses des groupes. Dans cette analyse il est indispensable de distinguer des leviers d'actions et pour cela de connaître les différences entre les exploitations selon leurs structures de production et leurs pratiques. Le manque de description de l'assolement reste un point faible d'EDEN. Cet outil a été conçu pour analyser les exploitations spécialisés lait mais la complexité des systèmes mixtes (polyculture élevage laitier) qui sont en réalité les plus répandus, devrait être mieux pris en compte à l'avenir.

Un autre manque important à combler est la prise en compte de l'impact sur la biodiversité. Ce problème est général aux méthodes d'analyse environnementale. Actuellement, peu de méthodes permettent de prendre en compte les effets négatifs ou positifs des exploitations sur la biodiversité. Dans la logique de l'ACV, la méthode SALCA-biodiversity (BD) (Jeanneret *et al.*, 2006, 2008) a été développée en Suisse. SALCA-BD peut être un bon point de départ pour développer ce type d'indicateur. Les principaux freins à l'utilisation de cette méthode sont, d'une part, la nécessité d'adapter la méthode à la faune et la flore française et d'autre part, le temps de collecte de données sur le terrain.

Une autre approche possible est d'aborder la biodiversité par la mosaïque paysagère, car la qualité du paysage favorise la biodiversité. L'organisation des terres des exploitations

agricoles est élément de gestion et un facteur de structuration du paysage (Le Roux *et al.*, 2009). Des descripteurs de la qualité paysagère existent, notamment la dispersion et la fragmentation. Ces travaux sont actuellement menés par l'unité de recherche SAD-Paysage à l'INRA de Rennes.

Il est également nécessaire de prendre en compte les impacts associés à l'utilisation et le devenir des produits vétérinaires et phytosanitaires. Ces impacts sont encore peu intégrés dans les méthodes d'évaluation environnementales actuellement car il n'existe pas de modèles de caractérisation consensuels qui font le lien entre les substances utilisées et les impacts.

La toxicité terrestre est également une catégorie d'impact qui existe dans la méthode EDEN mais dont la complexité reste à caractériser du fait du grand nombre de molécules existantes et des dynamiques d'interaction de ces molécules entre elles et les différents compartiments du milieu.

## **5.2. Analyse et interprétation des résultats**

La question de l'analyse statistique de groupes composés de moins de 10 individus reste à approfondir. En effet, la plupart de tests qui permettent de comparer des groupes d'individus demandent des effectifs relativement importants pour que la puissance du test donne des résultats fiables. Par conséquent, lors de la création de groupes d'exploitations sur la base du respect ou non des VR, des analyses statistiques non paramétriques moins sophistiquées sans pour autant être simplistes ont été utilisés.

Dans l'analyse au niveau du territoire des exploitations laitières, il est important de ne pas agréger les indicateurs afin d'éviter la perte d'information liée à cette pratique très répandue dans les méthodes d'évaluation de la durabilité. Nous avons ainsi pu observer l'intérêt de l'utilisation de graphes en « radar » qui montrent le profil des scénarios et facilitent l'identification des améliorations ou des détériorations de tous les indicateurs.

## **5.3. La programmation linéaire**

La programmation linéaire multi-objectif combinée à l'ACV constitue un outil simple mais robuste qui peut être utilisé pour l'aide à la décision. Cet outil permet d'apprécier rapidement les avantages et inconvénients d'un changement d'occupation du sol et/ou de l'application simultanée de plusieurs contraintes environnementales, en créant des scénarios d'évolution.



Cette approche peut être améliorée en introduisant des caractéristiques du milieu pour déterminer des zones plus ou moins sensibles et optimiser la production de lait en conséquence.

Des mesures de compensation peuvent aussi entrer en ligne de compte comme propositions pour l'amélioration des systèmes afin de respecter des VR (ex. stockage de carbone) comme nous l'avons montré dans le chapitre 4. Cependant, une attention particulière doit être apportée aux mesures de compensation choisies, car la caractérisation de leurs impacts renferment souvent de très grandes incertitudes et est basée sur des hypothèses plus ou moins explicites dans les études qui les proposent.

Nous sommes conscients de l'approche top-down que la démarche suppose, la génération d'un territoire optimisé impliquerait que toute exploitation puisse être remplacée par une autre sous l'action d'une gouvernance territoriale qui reste à inventer et qui supplanterait la prise de décision au niveau de l'exploitation. Il serait intéressant de fusionner cette approche avec des méthodes participatives pour impliquer les acteurs dans la recherche d'innovations techniques et organisationnelles.

## **6. Points critiques à surveiller**

Les différentes étapes de l'étude comportent des sources d'incertitudes, de degrés de précision différents et la pertinence des choix lors de l'établissement des VR normatives à la source qui peuvent peser sur le résultat de l'évaluation.

Dans un premier cas, nous avons *les incertitudes liées aux calculs et aux modèles utilisés*. Par exemple, la concentration des nitrates sous la parcelle est calculée à partir de l'excès du bilan d'azote perdu au champ et de l'action des zones humides. L'incertitude et la précision de ces estimations pourrait être améliorée par l'utilisation de modèles de simulation qui prennent en compte plus de facteurs (profondeur du sol, lames drainantes selon la localisation des parcelles...) à condition de veiller à ne pas introduire d'avantage d'incertitudes liées aux modèles. Il faudrait donc choisir des modèles robustes qui prennent en compte les variables plus finement. L'optimum des modèles à utiliser doit prendre en compte le nombre de paramètres et la structure du modèle. Une structure trop complexe et un nombre trop

important de paramètres cumulent les erreurs et peuvent être responsables d'une plus forte incertitude et imprécision.

D'autres problèmes de variabilité en plus des incertitudes proprement dites sont à considérer, par exemple, la variabilité liée à l'hétérogénéité de la population d'exploitations. La caractérisation de la moyenne des performances est d'autant moins précise que la variabilité entre les exploitations est importante. Il faut encore vérifier que cette variabilité traduise des efficacités techniques différentes et pas seulement l'effet des conditions naturelles particulières. En effet, certaines exploitations qui sont dans un contexte et un milieu favorable peuvent exploiter ces atouts au maximum et optimiser leur système de production. D'autres exploitations peuvent avoir des résultats qui semblent médiocres, alors que ce sont des contraintes du milieu qui limitent leur performance et leur efficacité. Il serait donc intéressant de traduire le poids du milieu sur le processus de production pour avoir une base plus adéquate pour déterminer les recommandations applicables. En effet, la recommandation d'avoir un système herbager dans une zone séchante n'a pas de sens. L'utilisation des VR relative peut être très utile car elle permet de déceler les différences trop importantes entre exploitations qui ne s'expliqueraient pas seulement par les performances techniques et des pratiques.

D'un autre côté, il faut garder à l'esprit *la pertinence des choix nécessaires à l'établissement des VR*. Les VR normatives de source scientifique (*science-based*) peuvent entraîner des incertitudes liées aux calculs et aux modèles employés. Les VR normatives basées sur des réglementations et selon des décisions d'instances gouvernementales (*policy-based*) referment ces mêmes incertitudes car elles sont basées sur des études scientifiques, mais en plus ces VR normatives sont le résultat d'un processus durant lequel les objectifs à atteindre ou des charges critiques à ne pas dépasser ont été négociés. Ce processus de négociation/traduction recèle une différence d'appréciation et de pertinence selon l'institution, le contexte politique et de développement, le comité d'experts consulté et le domaine d'application.

Il est important d'établir plusieurs VR qui représentent les différents processus de décision et comités d'experts. Le long terme est un aspect très important de la durabilité telle qu'elle est définie dans la thèse. D'autres VR à long terme ou échelonnées dans le temps devraient donc être à développées comme la VR CC20, la VR CC50.

## 7. Nouvelles pistes de recherche

Selon l'approche hiérarchique de la durabilité retenue dans cette thèse, les limites environnementales conditionnent le développement durable. Cependant, la possibilité de réduire les impacts pour rester dans les bornes de la durabilité environnementale dépend des conditions régionales voire locales, notamment de l'accord entre la technologie et l'environnement. L'adaptation des outils d'évaluation environnementale aux conditions locales est une prochaine étape qui sera nécessaire.

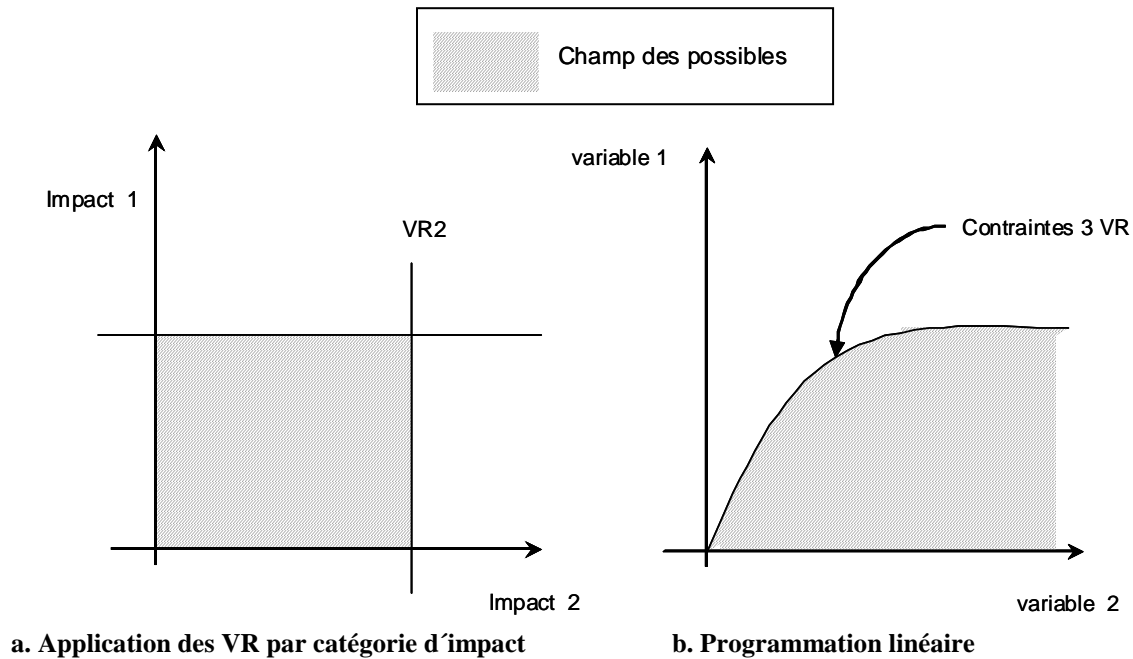
Pour approfondir les analyses présentées dans cette thèse, il serait intéressant d'étudier la variabilité intra-exploitation. Il semble possible d'optimiser les performances à l'intérieur des exploitations avant même de mener une réflexion sur la mosaïque d'utilisation du sol dans le territoire. Une possibilité d'optimisation de l'exploitation pourrait être effectuée par la programmation linéaire. Le modèle MELODIE (Chardon, 2008) offre également une perspective intéressante pour réaliser de telles simulations.

Afin de mieux interpréter les résultats sociaux ; il serait intéressant de prendre en compte d'autres indicateurs quantitatifs en plus du seul indicateur qui a été choisi afin d'affiner l'analyse pour la contribution sociale.

Le changement dans la demande alimentaire est un levier important qui pourrait permettre une réduction des impacts de l'agriculture sur l'environnement car consommer autrement implique de produire autrement. On pourrait par exemple étudier les possibilités d'optimisation du secteur agricole au travers d'un changement des régimes alimentaires.

Une nouvelle piste de recherche à explorer pourrait être l'utilisation d'autres méthodes pour délimiter le champ de possibles. En effet, dans la thèse l'intérêt des VR est également qu'elles peuvent servir comme contraintes pour délimiter les bornes de l'espace de liberté dans lequel les systèmes de production peuvent évoluer (i.e., le champ des possibles) pour atteindre un développement durable. Il serait intéressant d'explorer d'autres méthodes qui permettraient de tracer les limites données par les VR. L'approche que nous avons utilisée pour l'application des VR était réalisée séparément pour chaque VR (Fig. 5.1a). Grâce à la programmation linéaire nous avons inclus les 3 VR comme contraintes simultanées et nous avons examiné les solutions possibles pour maximiser un objectif (ex. production de lait) (Fig. 5.1b).

Des méthodes à explorer existent comme par exemple la programmation non linéaire et la théorie de la viabilité (Aubin, 1991).



**Figure 5.1. Représentations du champ des possibles de la durabilité selon les outils mathématiques utilisées. (a) Application des valeurs de référence (VR) sur l'échantillon. (b) Utilisation de la programmation linéaire.**

## 8. Conclusions

La détermination des VR est une étape indispensable dans les méthodes d'analyse environnementale et de durabilité car les limites définies par les VR rendent opérationnel et quantifiable le concept du développement durable. Différentes recommandations peuvent être faites : harmoniser la terminologie et employer les termes VR normative et VR relative, utiliser plusieurs VR pour introduire une marge de sécurité et pour introduire la notion de long terme et des échelons successifs.

L'étude du cas des exploitations laitières en Bretagne nous a permis de déterminer des VR relatives et normatives. L'utilisation des VR normatives a dessiné le champ des possibles dans lequel doivent évoluer les exploitations laitières. Au niveau de l'exploitation, l'utilisation de ces VR a permis de mettre en évidence les caractéristiques d'exploitations qui ont un faible impact sur l'environnement. Presque tous les types d'exploitations sont représentés

(biologiques, extensifs, semi-intensifs, intensifs) au sein de ce groupe. Cependant, presque aucune exploitation ne respecte toutes les VR simultanément. Celles qui respectent une ou deux VR produisent moins de lait par hectare et par animal mais produisent presque autant d'énergie nutritionnelle. Les exploitations qui respectent la VR NRE ont des niveaux de production énergétique parmi les plus bas.

L'approche territoriale au travers de la programmation linéaire confirme que le maintien des niveaux de production laitière actuelle ne semble pas compatible avec les exigences environnementales définies par les VR normatives. La conclusion pourrait être différente avec une simulation qui intègre des innovations techniques futures. Avec les systèmes de production actuels une évolution profonde du tissu agricole doit être envisagée pour satisfaire globalement les objectifs environnementaux, et dans cette évolution il faut intégrer l'organisation du territoire dont l'extension de zones non agricoles.

En revanche, il sera possible de poursuivre les propositions d'évolution au niveau des pratiques agricoles en prenant en compte les caractéristiques physiques et la variabilité du milieu par des modèles de devenir des polluants. De même, travailler à minimiser l'incertitude permettrait de produire des méthodes et des propositions plus fiables.

Le respect des VR pour une agriculture environnementalement durable impliquerait des adaptations et des transformations profondes du secteur laitier, telles que le réaménagement du territoire agricole, qui ne peuvent pas avoir lieu sans un processus de concertation et de réflexion collective. Les instances décisionnelles (éleveurs, consommateurs et décideurs) doivent prendre conscience que l'environnement est le premier facteur limitant pour un développement vraiment durable. Il est cependant indispensable pour compléter cette étude de développer des indicateurs sociaux qui permettent de prendre en compte les attentes sociétales et surtout les attentes des agriculteurs. Au-delà du secteur agricole, tout effort en matière de durabilité doit s'accompagner par une réflexion approfondie sur la place du consommateur en tant que citoyen et non seulement en tant qu'individu passif.

## Références

- Aubin, J.P. 1991. Viability Theory. Birkhauser, Boston, USA, pp. 267.
- Chardon, X. 2008. Evaluation environnementale des exploitations laitières par modélisation dynamique de leur fonctionnement et des flux de matière : développement et application du simulateur Melodie. Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (AgroParisTech), Paris, France, pp. 106.
- CITEPA. 2005. Inventaire départementalisé des émissions pollutant atmosphériques en France 2000. Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique, Paris, France. [http://citepa.org/publications/Rapport\\_departement\\_2000\\_v2005-web.pdf](http://citepa.org/publications/Rapport_departement_2000_v2005-web.pdf).
- DRAAF Bretagne. 2008. Comptabilité des exploitations laitières du Grand Ouest en 2005. Les exploitations productives sont aussi plus endettées. Rennes.
- Ekins, P., Simon, S., Deutsch, L., Folke, C., De Groot, R. 2003. A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics* 44 (2-3): 165-185.
- Falkenmark, M. 2007. Shift in thinking to address the 21st century hunger gap. *Water Resources Management* 21 (1): 3-18.
- Jeanneret, P., Baumgartner, D., Freiermuth, R., Gaillard, G. 2008. A new LCIA method for assessing impacts of agricultural activities on biodiversity (SALCA-Biodiversity). 6th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food sector. Zurich, Switzerland. November 12-14, 2008.
- Le Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Roger-Estrade, J., Sarthou, J.P., Trommetter, M. 2009. Agriculture et biodiversité : Valoriser les synergies. . INRA, Institut National de la Recherche Agronomique, Versailles, France, pp. 184.
- Raimbault, T., Moreau, P., Durand, P., Salmon-Monviola, J. 2009. Modélisation agro-hydrologique du bassin du Yar. Bassins versants de la Lieue de Grève, INRA,, Rennes, pp. 63. [http://www.inra.fr/var/acassya/storage/htmlarea/2812/file/Rapport\\_BVLGDG\\_final.pdf](http://www.inra.fr/var/acassya/storage/htmlarea/2812/file/Rapport_BVLGDG_final.pdf).
- Smil, V. 2002. Nitrogen and Food Production: Proteins for Human Diets. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31 (2): 126-131.

« Vivons simplement pour que d'autres puissent simplement vivre... Il y a assez sur terre pour répondre aux besoins de tous, mais pas assez pour satisfaire l'avidité de chacun »

Mohandas Gandhi (1869-1948)





## Liste de publications et communications scientifiques

### Articles publiés et soumis à des journaux à comité de lecture

**Acosta-Alba I.** and van der Werf H.M.G., 2011. The Use of Reference Values in Indicator-Based Methods for the Environmental Assessment of Agricultural Systems Sustainability 2011, 3(2), 424-442; doi:10.3390/su3020424. Available at <http://www.mdpi.com/2071-1050/3/2/424/>

**Acosta-Alba I.**, van der Werf H.M.G., Leterme P., Corson M.S., (submitted). Using reference values to measure sustainability of dairy farms. 23 p. Soumis à Renewable Agriculture and Food Systems.

**Acosta-Alba I.**, Corson M.S., Leterme P., López-Ridaura S., van der Werf H.M.G., (submitted). Exploring sustainable farming scenarios at regional scale: An application to dairy farms in Brittany. 24p. Soumis à Journal of Cleaner Production.

### Présentations à des congrès (communications orales, posters et proceedings)

**Acosta-Alba I.**, López-Ridaura S., van der Werf H.M.G., 2010. Combining life cycle assessment and linear program-ming to explore sustainable farming regions. Oral communication. International symposium of Life Cycle Assessment LCA-Food 2010. Bari, Italy, September 23-26 2010.

**Acosta-Alba I.**, Corson M.S., van der Werf H.M.G., Leterme P. 2009. The use of reference values in Life Cycle Assessment of farming systems. Oral communication: International Symposium on Methodologies for Integrated Analysis of Farm Production Systems. Farming System Design 2009. Monterey, United States, August 23-26, 2009.

**Acosta-Alba I.**, Leger F., Tichit M., 2009. A coviability model to assess the long term dynamics of mixed farming system under climatic change and market hazards. Climate impacts on agricultural systems. International Symposium on Methodologies for Integrated

Analysis of Farm Production Systems. Farming System Design 2009. Monterey, United States, August 23-26, 2009. Poster.

**Acosta-Alba I.**, 2009. Valeurs de référence pour évaluer la durabilité environnementale en agriculture. Présentation orale lors du 1er colloque Jeunes chercheurs « Innovation et agriculture durable ». Conférence invitée. Rennes, France, 4 Juin, 2009.

**Acosta-Alba I.**, Corson M.S., van der Werf H.M.G., Leterme P., 2009. Assessing environmental sustainability by setting reference values in LCA: Case study of dairy farming systems. Présentation à la 1ère Young Environmental Scientists Meeting 2009, New challenges in Environmental Sciences, Landau/Pfalz-Germany, March 16-18, 2009. Poster.

Godde M.L., **Acosta-Alba I.** Thenail C., van der Werf H.M.G., 2009. Le parcellaire des exploitations laitières, a-t-il un coût énergétique ? Forum Régional d'énergies à la ferme. Chambre d'agriculture Régional de Bretagne. Noyal-Pontivy-France, 17 novembre 2009. Poster.

**Acosta-Alba I.**, Tichit M., Léger F., 2008. Modelling sustainability of agropastoral systems in Bolivian arid highlands. Proceedings of the International IGC - IRC congress, Hohhot, China, pp. 216. 2008/06/29-2008/07/05. Poster.

**Acosta-Alba I.**, 2007. Durabilité du développement agricole du quinoa (*Chenopodium quinoa*) sur l'altiplano sud bolivien. 12eme Congrès des étudiants chercheurs du Muséum national d'Histoire naturelle : L'Homme et la Nature : de la compréhension à la conservation. Paris-France, 9 -10 janvier 2008.

**DOCTORAT AGROCAMPUS OUEST**

**NOM et PRENOM : Acosta-Alba Ivonne**

**Quelles valeurs de référence pour l'analyse de la durabilité  
environnementale des systèmes de production animale ?**

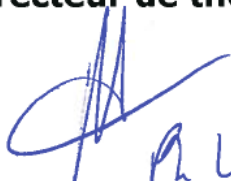
**Méthode de détermination et application aux exploitations laitières  
de Bretagne**

**Vu après soutenance pour autorisation de publication**

**Le Président de Jury**

  
Benoît GABRIELLE

**Le Directeur de thèse**

  
A. LATERME

**Rennes, le 1<sup>er</sup> décembre 2010**

**Le Directeur Général d'AGROCAMPUS OUEST**

***Par délégation, le responsable de la  
Coordination des Formations Doctorales***

**Hervé Le Bris**